

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
TERIOLOOGIA ÕPPETOOL

Anni Aasa

**Laevaliikluse mõju Läänemere viigerhülge (*Pusa hispida*
botnica) liikumisele ja ruumikasutusele**

Magistritöö

Juhendajad: Jaanus Remm

Mart Jüssi

TARTU, 2016

Laevaliikluse mõju Läänemere viiherhülge (*Pusa hispida botnica*) liikumisele ja ruumikasutusele

Viimastel aastakümnetel on tugevalt kasvanud nii meretransport kui ka veeturism, avaldades negatiivset mõju mere liikidele ja elupaikadele. Paljudes uurimustes on juba näidatud erinevate veesõidukite eemalepeletavat mõju hüljestele. Peamisteks ohtudeks on kokkupõrked, müra ja häiritusest tingitud stress, kohasuse vähenemine ja ajutine ning püsiv eemalepeletamine olulistest elupaikadest. Senini on veesõidukite mõju uuritud vaatluslikult. Antud uurimustöö eesmärk oli uurida praamiteede kui häiriva inimfaktori mõju viiherhülge ruumikasutus- ja käitumismustrile. Käesolevas töös kasutatud GPS/GSM telemetriameetodi põhjal ilmnes, et Väinamere praamiteed ei põhjusta viiherhüljeste üldisemas elupaiga- ja ruumikasutusmustris otsest eemalepeletamist ja vältimist. Ka praamiteede kaugusel ei olnud selget mõju viiherhüljeste sukeldumiskäitumisele. Parema arusaamise tagamiseks tuleks vaadata veesõidukite otsest mõju hüljeste liikumiskäitumisele, kaasates laevade asukohaandmed, keskkonnafaktorid, müra taseme ja keerulisemad liikumismudelid.

Märksõnad: viiherhüljes, laevaliiklus, käitumine, telemetria,

Vessel traffic impact on Baltic ringed seal (*Pusa hispida botnica*) movement and space use

Marine transport and marine tourism activities have rapidly grown in the past decades, causing negative impact on marine species and habitats. Many case studies have already shown the disturbing effects of different vessel types have on seals. Basic risk factors are collisions, stress and lowered adaptability, and temporary or permanent displacement from main habitats. The effects of vessel traffic has been studied so far by observational methods. The aim of this study was to investigate the impact of ferry tracks as a disturbing human factor on ringed seal space usage and behavioural pattern. Based on the GPS/GSM telemetry method it is shown that the ferry ways of Väinamere Sea do not cause direct displacement and avoidance reaction in the ringed seal overall habitat and space usage pattern. The distance from ferry ways also did not impact ringed seal diving behaviour in any direct way. To gain better understanding of the subject, it would be useful to investigate the direct impact of vessel traffic on seal movement behaviour, using ships' locational data, environmental factors, noise levels and advanced movement models.

Keywords: ringed seal, ship traffic, behaviour, telemetry

Sisukord

SISUKORD	3
SISSEJUHATUS	4
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE.....	6
1.1. VIIGERHÜLGELE RUUMI JA ELUPAIGAKASUTUS	6
1.2. VEESÕIDUKITE LIIKLUSE MÕJU	8
1.3. MERELOOMADE UURINGUD JA TELEMETRIA.....	11
2. MATERJAL JA METOODIKA.....	12
2.1. UURIMISALA: VÄINAMERI.....	12
2.2. ANDMEKOGUMINE	13
2.3. KASUTATUD ANDMETE ISELOOMUSTUS.....	15
2.4. ANDMEANALÜÜS	15
3. TULEMUSED	18
3.1. VIIGRITE PAIKNEMINE JA LIIKUMINE PRAAMITEEDE SUHTES.	18
3.2. PRAAMITEE MÕJU HÜLJESTE KÄITUMISELE.....	20
4. ARUTELU	25
5. KOKKUVÕTE	33
6. SUMMARY: VESSEL TRAFFIC IMPACT ON BALTIC RINGED SEAL (PUSA HISPIDA BOTNICA) MOVEMENT AND SPACE USE	34
TÄNUAVALDUSED.....	35
KIRJANDUSE LOETELU.....	36
LISA 1. SELETAVAD LISAJOONISED.....	44
LISA 2. ANDMEPUNKTIDE JAOTUS.....	45
LISA 3: HÜLJESTE LIIKUMISTRAJEKTOORID JA AJALINE KAUGUS PRAAMITEEST	46

Sissejuhatus

Tänapäeval on mereimetajate peamiseks probleemiks oluliste elupaikade muutumine ja hävimine, mis mõjutab nende levikut ja esindatust (Harwood 2001). Ükski maailmamere piirkond pole inim mõjutata ja 41% on tugevalt mõjutatud mitmete tegurite poolt korraga, eriti põhjapoolkera mered ja rannikualad (Halpern *et al.* 2008). Peamised mõjutegurid on elupaikade ja liigirikkuse kadu, ressursside ja liikide ekspluateerimine, reostus, põhja traalimine, eutrofeerumine, veekvaliteedi langus, laienevad infrastruktuurid, laevaliiklus ja müra (Vitousek *et al.* 1997, Halpern *et al.* 2008, Nobre 2011, Ruttenberg & Granek 2011, Korpinen *et al.* 2012). Võrreldes 1992. aastaga on maailmamere laevaliikluse tihedus 2012. Aastaks tõusnud neljakordseks (Tournadre 2014). Kiirelt on kasvanud suureks globaalseks tööstuseks ka mereturism, mõjutades liike ja ökosüsteeme nii positiivselt läbi teadlikkuse tõstmise, kui ka negatiivselt, seades suurenenud inimtegevuse tõttu ohtu tundlikud ökosüsteemid ja eluslooduse kooslused (Johnson & Acevedo-Gutiérrez 2007). Kui varasemalt oli juba näidatud inimtegevuse ja ehitiste häirivat mõju (Kelly *et al.* 1988, Borggaard *et al.* 1999, Erbe & Farmer 2000, Stafford-Bell *et al.* 2012, Anderwald *et al.* 2013, Jansen *et al.* 2015), siis nüüd on sellele lisandunud ka veesõidukite liiklus, mis põhjustab loomade põgenemist, vältimisreaktsiooni, pikki sukeldumisi ja suurenenud liikumisaktiivsust (Suryan and Harvey 1999, Erbe 2002, Bejder *et al.* 2006, Christiansen *et al.* 2010, Stamation *et al.* 2010, Anderwald *et al.* 2013, Young *et al.* 2014, Jansen *et al.* 2015). Nii inim mõju kui ka laevaliikluse poolt on järjest tugevama mõju all inimfaktorile tunlikumad sisemered (Tournadre 2014). Selline tugeva laevaliiklusega piirkond on Läänemeri, kus igal ajahetkel asub merel ~2000 suurte mõõtmega laeva (HELCOM 2010).

Läänemere väiksus, topograafia ja poolsuletus teevad siinsed hülgepopulatsioonid palju haavatavamaks keskkonna- ja kliimamuutustele (Schmoelcke 2008). Küttimise, keskkonnamürkide, steriilsuse ja halbade jääolude tõttu on Läänemere viiherhüljeste (*Pusa hispida botnica*) arvukus aastatega kukkunud esialgselt 190 000–220 000 isendilt 5000ni (Harding & Härkönen 1999). On selge, et sellele langusele inimfaktori lisamine teeb toimetuleku ja taastumise keerulisemaks. Kui Arktika viiherhüljes puutub inim mõjuga kokku vähem, siis Läänemere viiherhülge leviku piirkonnas ulatub inim mõju üle terve ala (Oksanen *et al.* 2015). Tugevaima inimsurve all on Läänemere lõuna- ja edelaosa, Soome laht, ja Soome ranniku edelaosa (Korpinen *et al.* 2012). On näidatud, et lennukid, helikopterid, jalasammud ja paadid peletavad ja hirmutavad viiherhülgeid erinevatelt vahemaadelt (Kelly *et al.* 1988,

Born *et al.* 1999, Blackwell *et al.* 2004, Niemi *et al.* 2013). Samas on näidatud ka viigrite võimalikku kohanemisvõimet tihenend inimtegevusega (Blackwell *et al.* 2004, Williams *et al.* 2006). Teadmised sellest, kuidas loomad suhestuvad oma keskkonnaga ning millised faktorid neid selle juures mõjutavad, võivad olla kasulikud populatsioonide turgutamisel ja taasloomisel (Newman 1998, Jonsen *et al.* 2003).

Varasematest piirangutest mereimetajate uurimisel on aidanud üle saada telemeetriameetodite kasutusele võtmine. Need on nüüdseks leidnud rakendust paljudes rännete, toitumise ja kodupaiga uuringutes ning seeläbi andnud laiaulatusliku arusaamise mereloomade levikust ja käitumisest (Simpkins *et al.* 2005, Kelly *et al.* 2010, Hazen *et al.* 2012, Harwood *et al.* 2015). Teisalt uurimused, mis käsitlevad inimtegevuse ja ka veesõidukite liikluse mõju on valdavas osas olnud vaatluspõhised (Harris *et al.* 2001, Williams *et al.* 2006, Johnson & Acevedo-Gutiérrez 2007, Stafford-Bell *et al.* 2012, Anderwald *et al.* 2013, Young *et al.* 2014, Jansen *et al.* 2015) hinnates häiringu mõõduna nii loomade esindatust piirkonnas (Anderwald *et al.* 2013), kui ka põgenemise distantssi ja seeläbi looma tundlikkust häiringule (Beale & Monaghan 2004, Andersen *et al.* 2012). Läbi indiviidi tasemel hea resolutsiooniga ruumilise paiknemise ning käitumisandmete kogumise ja kombineerimise keskkonnainformatsiooni ja elupaiga tunnustega on võimalik hinnata inimtegevuse riske ja koosmõjusid loomadele (Jonsen *et al.* 2003, Hazen *et al.* 2012, Bailey *et al.* 2014).

Käesoleva töö eesmärk on hinnata praamiteede kui võimaliku häiriva keskkonnafaktori mõju Läänemere viigerhüljeste ruumikasutusele ja käitumisele kasutades GPS/GSM põhiseid telemeetriaandmeid.

1. Kirjanduse ülevaade

1.1. Viigerhülgele ruumi ja elupaigakasutus

Kohastumine polaarsetele ja amfiibsetele eluviisile on tinginud viigerhüljeste erilised nõudmised ja vajadused poegimiseks, karvavahetuseks ja puhkamiseks sobivatele paikadele jääs- või maismaal (Aerts *et al.* 2013; Bonner, 1994; Smith *et al.* 1991). Nüüdseks on teada, et viigerhüljestel esineb tugev paigatuudus, mille puhul nad kasutavad sobivaid ja kindlaks kujunenud paiku pidevalt (Stirling *et al.* 1982, Harkonen *et al.* 2008, Härkönen *et al.* 2014). See tendents võib olla tingitud sealsetest keskkonnaoludest, nagu topograafia, põhjatüüp, saagi kättesaadavus ja sobivate jääolude ennustatavus (Härkönen *et al.* 2014). Polaarregiooni viigritel esineb tugevam paigatuudus täiskasvanutel, kuid vähemal määral on seda ka noorloomadel (Harwood *et al.* 2015). On leitud, et hülged võivad naasta sobivatesse poegimispaikadesse 1–2 km täpsusega (Kelly *et al.* 2010). Ka teistel viigerhülge alamliikidel nagu Läänemere viigerhüljes ja Saimaa viigerhüljes (*Pusa hispida saimaensis*) on näidatud kindlaks kujunenud populatsioonidesisest tugevat poegimis- ja puhkamispaikade truudust (Harkonen *et al.* 2008, Niemi *et al.* 2013, Härkönen *et al.* 2014).

Hüljeste ruumikasutus- ja aktiivsusemuster seisneb aja jaotamises maismaal oleku ning meres toitumise vahel. Maismaal olekuga seotud nõ puhkamiskäitumist (ing: *Haul-out*) esineb rohkem hilistalvise poegimise ajal ja karvavahetuse ajal, mis kestab hiliskevadest varasuveni kulmineerudes juunis (Born *et al.* 2002, Carlens *et al.* 2006, Niemi *et al.* 2013), kuid väiksemal määral esineb seda kõigil kuudel aastas (Born *et al.* 2002). Näiteks Soome lahe ja Väinamere viigrite hulgas on tugevamalt levinud käitumine kasutada puhkamiseks kive terve suve vältel (Härkönen *et al.* 2014). Puhkamiskäitumist mõjutavad nii õhutemperatuur kui ka tuule kiirus (Carlens *et al.* 2006), kuid mitmetes uurimustes on näidatud, et esineb ka ööpäevase rütmi mõju puhkamise aegadele (Carlens *et al.* 2006, Harkonen *et al.* 2008). Keskpäeval ajal on esinenud puhkamist poegimise ja karvavahetuse ajal (Carlens *et al.* 2006, Martinez-Bakker *et al.* 2013). Enamasti on näidatud, et peamised puhkamisajad jäävad nii Alaska kui ka Läänemere ja Saimaa viigritel öisesse perioodi (Carlens *et al.* 2006, Harkonen *et al.* 2008, Niemi *et al.* 2013, Oksanen *et al.* 2015). Teisalt on ka uurimusi, kus ööpäevarütmi mõju ei ole leitud (Heide-Jørgensen *et al.* 1992, Born *et al.* 2002).

Poegimise ja karvavahetuse järgselt esineb viigritel konditsiooni taastamiseks intensiivne toitumise ja rändamise periood (Heide-Jørgensen *et al.* 1992, Born *et al.* 2002). Sellest

tingitult on suvised kodupiirkonnad palju suuremad (Heide-Jørgensen *et al.* 1992, Born *et al.* 2004, Kelly *et al.* 2010, Harwood *et al.* 2015). On eeldatud, et see veedetakse toidurohketes kohtades (Freitas *et al.* 2008). Kuigi varasema arvamuse põhjal on viigerhüljes rohkem rannikulähedane kui pelaagiline liik (Bonner 1994, Schmoelcke 2008), siis nüüdseks on näidatud nende laiaulatuslikku liikumist, ületades vaba vee ajal pikki (>1000 km) vahemaid rännates peamistest puhkekohtadest merele (Harkonen *et al.* 2008, Kelly *et al.* 2010, Martinez-Bakker *et al.* 2013, Harwood *et al.* 2015). Ka Läänemere viigerhülged teevad vaba vee perioodil pikki ränderetki kaldast kaugemale, veetes aega sügavamatel avamere aladel ning naaseses sügisel tagasi rannikule (Harkonen *et al.* 2008, Oksanen *et al.* 2015).

Viigerhüljeste toitumis- ja rändamiskäitumises esinevad nii vanuselised, soolised kui ka individuaalsed erinevused ning erinevad strateegiad. On näidatud, et noorloomad rändavad suuremal määral kui täiskasvanud (Freitas *et al.* 2008, Crawford *et al.* 2012, Harwood *et al.* 2015). Võrreldes täiskasvanutega, kes toitumisrännakutel 70% ajast toituvad ja 22% rändavad, veedavad noorloomad rännates 36% ajast (Harwood *et al.* 2015). Mitte kõik viigrid ei tee vaba vee perioodil pikki rännakuid (Gjertz *et al.* 2000, Born *et al.* 2004, Freitas *et al.* 2008, Martinez-Bakker *et al.* 2013). Viigritel esinevad erinevad toitumisstrateegiad, mispuhul osad veedavad palju aega kaugel avamerel, toitudes veesambas, teised aga veedavad aega fjordides ja ranniku lähedal (Gjertz *et al.* 2000, Freitas *et al.* 2008, Oksanen *et al.* 2015). Paiksemad isendid veedavad oma aja ~10 km raadiuses (Freitas *et al.* 2008). Avamerele rändavad loomad võivad kas konsentreerida oma aja kindlates piirkondades (Freitas *et al.* 2008) või hajuda ja liikuda rohkem ringi, tuvastamaks suuremaid toidu konsentratsioone (Heide-Jørgensen *et al.* 1992, Born *et al.* 2004).

Sukeldumine on mõjutatud nii saagi kättesaadavusest, levikust, toitumise aktiivsusest, vee sügavusest kui ka füsioloogilistest piirangutest ja keha massist erinedes sooti, vanuseti ja aastaajati (Kelly & Wartzok 1996). Enamik viigerhülge sukeldumistest jäävad valdavalt alla 10 minuti (Kelly & Wartzok 1996, Gjertz *et al.* 2000, Harkonen *et al.* 2008, Harwood *et al.* 2015). Viigritel on näidatud ka eelistust sukelduda rohkem ja järjestikku kindlatele sügavusvahemikele (Kelly & Wartzok 1996, Gjertz *et al.* 2000, Born *et al.* 2004, Harwood *et al.* 2015). Suvisel vaba vee perioodil sukelduvad hülged palju suuremal määral (Lydersen 1991, Harkonen *et al.* 2008). Nii Arktika ja Läänemere näitel veedava hülged sel ajal 70-85% ajast sukeldudes (Harkonen *et al.* 2008, Harwood *et al.* 2015), samas talvel võib sukeldumise osakaal olla ainult 16% (Harwood *et al.* 2015). Emased ja noorloomad sukelduvad valdavalt madalamale ja lühemateks perioodideks (Born *et al.* 2004, Harkonen *et al.* 2008, Harwood *et*

al. 2015), välja arvatud talvel, mil emaste sukeldumiste kestvused võivad olla pikemad kui isastel (Kelly & Wartzok 1996).

1.2. Veesõidukite liikluse mõju

Laevaliiklus avaldab mereorganismidele ja ökosüsteemidele tugevat mõju nii otseselt kui ka kaudselt läbi kokkupõrgete, häiringute ja reostusallikate nagu nafta, kemikaalid, ulpivad kalavõrgud, plastik ja veekeskkonna müra (Davidson *et al.* 2012, Tournadre 2014). Enim kardetud kaudsed mõjud on piirkonnast eemale peletamine (Suryan & Harvey 1999, Andersen *et al.* 2012, Anderwald *et al.* 2013), mis võib kaasa tuua energiadefitsiidi ja mõjutada elumust, ning tugevast häiringust tingitud stress. Stress omakorda võib põhjustada südamehaigusi, ajukahjustusi, vähenenud immuunvastust, väiksemat kasvu ja lühemat eluiga (Stafford-Bell *et al.* 2012). Kõige otsesem mõju on kokkupõrge veesõidukiga, mis võib tekitada löögi-, löike- ja hakkehaavu ning ulatuda pindmistest vigastustest kuni amputatsioonide ja fataalsete vigastusteni (Moore *et al.* 2013). Kokkupõrke oht esineb eriti hea manööverdusvõimega kiirpaatide korral (Anderwald *et al.* 2013). Teine mõju on laevaliikluse poolt tekitatud suur müra tase. Kõik loivalised kuulevad hästi ning on tundlikud helidele vees ja õhus, seega on nad vastuvõtlikud heli kahjulikele mõjudele (Kastak *et al.* 2005). Keskkonna müra võib mõjutada organisme mitmel tasandil alustades muutustest DNA-s, raku struktuurides ja südame löögisageduses kuni muutusteni populatsiooniökoloogias (Kight & Swaddle 2011). See põhjustab mereimetajatel ka kuulmiskadu, oluliste signaalide maskeerimist, stressi ja ärevust, sukeldumist ning nii ajutist kui ka püsivat eemale peletamist (Erbe & Farmer 2000, Bateson 2007, Southall *et al.* 2008, Simard *et al.* 2010, Kight & Swaddle 2011, Anderwald *et al.* 2013). Otseseid vältimisvastuseid on näidatud erinevatel helirõhu tasemetel alates ~120–144 re 1 μ Pa (Erbe & Farmer 2000, Götz & Janik 2010). Näiteks viigrid on vältinud seismilisi uuringuid tegevaid laevu <150 m kauguselt peamiselt sukeldudes ja eemale ujudes (Kelly *et al.* 1988, Harris *et al.* 2001). Samas on hallhülge ja randalhülge peal toidu motivatsiooni esinemisel näidatud ka mõningast harjumist tasemetega 146 dB re 1 μ Pa (Götz & Janik 2010). Viigritel on terav kuulmistundlikkus nii maismaal kui vees. Viimases esineb parem kuulmistundlikkus madalatel kuni keskmistel sagedusvahemikel (Lisajoonis 1.1). Näiteks madalsageduslikke helisid alates 0,1 kHz kuuldi juba helirõhkudel alates 90 dB re 1 μ Pa (Sills *et al.* 2015).

Laevatamine ja erinevate veesõidukite liiklus on üks peamistest allikatest, mis mõjutab oluliselt ümbritsevat mürataset ja -profiili (Hildebrand 2009, Bittencourt *et al.* 2014). Peamisteks müratekitajateks on kavitatsioon, mootori töö ning hürdauliline vool üle laeva

kere (Hildebrand 2009), kuid täpsed heliparameetrid sõltuvad laeva tüübist, suurusest, kiirusest ja heli levimise keskkonnast (Anderwald *et al.* 2013). Suuremad helirõhud on tekitatud suuremate laevade ja suuremate kiiruste poolt esinedes valdavalt madalatel sagedustel (Hildebrand 2009, Bittencourt *et al.* 2014). Näiteks suur kaubalaev võib tekitada 192 dB re 1 μ Pa 1m helirõhuga müra sagedusvahemikus 40–100 Hz (Hildebrand 2009). Kaubandusliku laevatamise müra domineerib madalatel sagedustel 10–1000 Hz ja on tõstnud ka ookeani üldist mürataset ~12 dB. Suurimad müratasemed lokaliseeruvad peamiselt liiklustihedate laevateede ümbruses ja ranniku- ning šelfivetes (Harwood 2001, Hildebrand 2009, Simard *et al.* 2010, Tournadre 2014). Tihedal St. Lawrence'i laevateel olid suurimad helirõhu tasemed 136 dB re 1 μ Pa ja mediaantase 112 dB, mis oli suurte laevade tõttu ületatud 50% ajast (Simard *et al.* 2010). Suuremad müratasemed (111,56 dB re 1 μ Pa) esinevad tiheda laevatamise piirkonnas (Bittencourt *et al.* 2014). Näiteks Läänemeres on suurimate müratasemetega piirkondadeks suuri laevateid ümbitsev ala, Läänemere edelaosa, Soome laht, ning Eestis Tallinna ja Muuga laht ning Rohuküla-Heltermaa ja Virtsu-Kuivastu praamiteed (HELCOM 2010). Piirkondades, kus esinevad mitmesugused keskmise suurusega laevad, ja väikelaevadega piirkondades jäävad helirõhu tasemed vahemikku 90–100 dB re 1 μ Pa (Bittencourt *et al.* 2014). Väikelaevade ja paatide poolt tekitatud müratase on madalam ja esineb rohkem keskmistel sagedusvahemikel 1–5 kHz. Näiteks jääb kalalaevade ja väikeste ~2 sõlmese kiirusega paatide poolt tekitatud müratase vahemikku ~150–180 dB re 1 μ Pa 1 m (Hildebrand 2009).

Valdav osa senistest laevaliikluse mõju käsitlevatest uurimustest on tehtud randalhülgega (*Phoca vitulina*), kelle puhul on palju nähtud veesõidukite võimet häirida ja peletada loomi vette. Alaskal mõjutas kruiisilaeva lähenemine hülgeid jääpankadel. Risk häirida ja peletada hülgeid tõusis märgatavalt, kui lähenev laev oli 500 m raadiuses. Võrdluseks, kui laev oli 100 m raadiuses põgenesid hülged vette 25 korda tõenäolisemalt. Oluline tegur oli ka laeva liikumissuund, otse hüljeste suunas lähenevale laevale oldi valmis reageerima 4 korda rohkem (Jansen *et al.* 2010). Teises sarnases uurimuses leiti, et 33% veesõiduk-hüljes kohtumistest tekitas häiringu kui veesõiduk oli kuni 463 m kaugusel. Jää katvuse kõrgperioodil oli hüljeste põgenemise tõenäosus vaatamata distantisile iga veesõiduki tüübi korral tavalisest kõrgem (Young *et al.* 2014). Kaugused, millelt hülged veesõidukite lähenemisele reageerivad, on erinevates uurimustes olnud paiguti erinevad: Taanis reageeriti 510–830 m kauguselt (Andersen *et al.* 2012), Kanadas ~200 m kauguselt (Henry & Hammill 2001), USA läänerannikul 26–50m kauguselt, kus esines ka oluline vähenemine põgenemismääras 125m kauguselt (Calambokidis *et al.* 1991). Puffini ja Skipjack-i.saartel varjeerusid

reageerimiskaugused tugevalt ja selgunud ühtegi olulist distantssi, kuid hülged tuvastasid mootorpaadi keskmiselt 265 m kauguselt ning hakkasid põgenema 144 m kauguselt (Suryan & Harvey 1999). Saimaa viigerhülged reageerivad paadi lähedusele ärevuse näitamisega, valdav häiringureaktsioon esines 240 m kaugusel ja põgenemisvastus 146 m kaugusel (Niemi *et al.* 2013). Austraalia merikarud näitasid vabaajapaatide läheduses (<200m) üles agresiivset käitumist ja lahkusid vette vastuseks lähenevale paadile (Stafford-Bell *et al.* 2012).

On näidatud, et hüljeste reageeringud on veesõiduki tüübiti ja ka aastaajati erinevad. Kõige tugevamat häiringuvastust põhjustavad kruisilaevad, suuremad hoolduslaevad, hülgevaatlus paadid, ja mootorpaadid, kuid ka kajakid ja kanuud (Calambokidis *et al.* 1991, Henry & Hammill 2001, Johnson & Acevedo-Gutiérrez 2007, Anderwald *et al.* 2013, Young *et al.* 2014). Purjekad põhjustavad häiringut oluliselt väiksemal määral (Calambokidis *et al.* 1991, Henry & Hammill 2001). Hüljeste mõningast peletamist esineb ka neile loodud kaitsealadel, kus loomad on siiski peletatud purjekatest ja piirkonda sattuvatest väikepaatidest (Osinga *et al.* 2012), kuid ka piirkonnas (<91m) seisvatest mootorpaatidest ja kajakkidest (Johnson and Acevedo-Gutiérrez 2007). Hülged on inimtegevuse poolt rohkem häiritud suvekuudel ja kevadkuudel, mil veega seotud inimtegevust on rohkem (Calambokidis *et al.* 1991). On ka näidatud aastaajalist erinevust häiringuvastuses, kus poegimise, imetamise ja karvavahetuse perioodil on hülged tõrksamad vette minema, põgenedes väiksematelt distantssidelt ja naasedes tagasi varem (Henry & Hammill 2001, Andersen *et al.* 2012). Tugevama põgenemisvastuse esinemise põhjal nii enne kui ka pärast poegimisaega, on arvatud, et tegemist ei ole kohanemisega (Andersen *et al.* 2012). Puffini ja Skipjack'i saartel taastus olukord ainult 39% juhtudest. Naasvad hülged olid paatide suhtes tolerantsemad, teised jäid aga vette või valisid uue koha (Suryan & Harvey 1999). Suurem vastumeelsus põgeneda võib olla tingitud lõivsuhte situatsioonist, mille puhul on paika jäämine kasulikum kui pidevast põgenemisest tingitud suurenenud energiakulu (Jansen *et al.* 2015).

Häirimise pikaajalisi mõjusid on enamasti raske hinnata ja tuvastada (Suryan & Harvey 1999) ning senistes töödes ei ole tuvastatud hüljeste püsivaid ja laiaulatuslikke piirkondade vältimisi vastusena laevaliiklusele (Jansen *et al.* 2015). Ka ehitustegevusega kaasnev laevaliiklus Iirimaa rannikul läbi viidud uuringus põhjustas piirkonna vältimist vaid vähesel määral ning ei ole esile kutsunud piirkonna hülgamist hallhüljeste poolt (Anderwald *et al.* 2013).

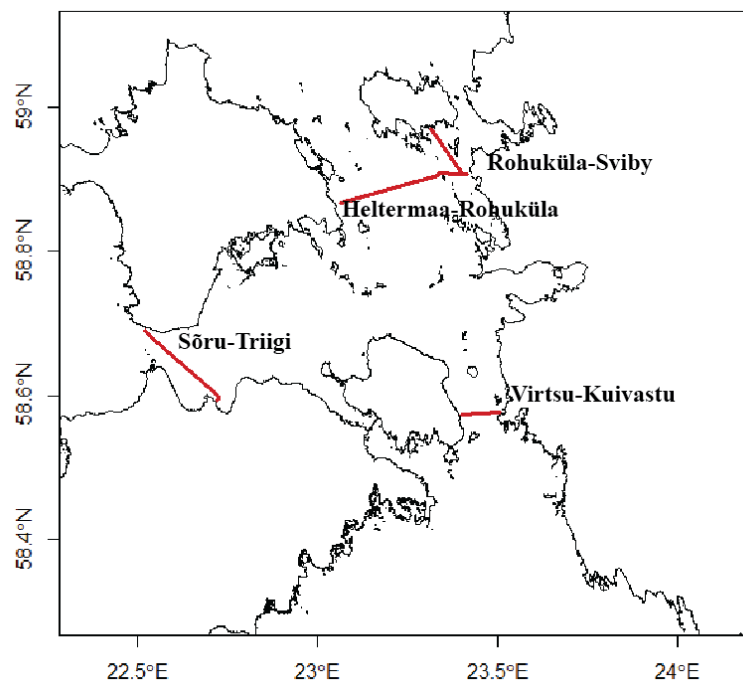
1.3. Mereloomade uuringud ja telemeetria

Mereloomade käitumuslikud uuringud on keerulised, sest loomade käitumise jälgimine vee all on raskendatud, eriti meres ja avaookeanis. Kuigi telemeetria ja telemeetriapõhised andmekogujad, on leidnud rakendust paljudes valdkondades loomade käitumise uurimisel (Simpkins *et al.* 2005, Kelly *et al.* 2010, Hazen *et al.* 2012, Harwood *et al.* 2015), on liikumisandmete analüüs üldiselt keeruline, sest andmed on multi-dimensionaalsed, ajas ja ruumis autokorreleerunud ning sageli sisaldavad vigu, ebaregulaarseid mõõtmisintervalle ja lünki (Jonsen *et al.* 2003, Patterson *et al.* 2008, Gurarie *et al.* 2009, Börger 2016). Siinkohal on meie arusaamine liikumisest mõjutatud nii vigadest, mis takistavad reaalse bioloogilise signaali eristamist (Patterson *et al.* 2008) kui ka liikumisandmete kogumise sagedusest, mis mõjutab lühiajaliste käitumiselementide tuvastamist, eriti liikumistee hindamise osas (Getz & Saltz 2008). Ka telemeetriapõhiste sügavussalvestite puhul tuleb ette, et andmed on liitunud sügavuse ja aja kategooriatesse, andmed ühelt indiviidilt on ajaliselt korreleerunud ja esineb suur varjeeruvus indiviidide vahel (Simpkins *et al.* 2005). Paraleelselt massiivsele liikumis ja keskkonna andmete kogumise meetodite kasuvule on olnud samaväärselt suur kasv tõenäosuslikkusele põhinevates statistiliste matemaatiliste mudelite arvus ja keerukuses, mis on saadaval liikumisandmete analüüsiks ja mis võimaldavad modelleerida looma liikumist ja käitumist. See tekitab järjest suurema väljakutse leidmaks uurimusküsimusele sobivat meetodikat (Börger 2016). Samas meetodeid mustripõhiseks hüpoteeside testimiseks on veel vähe (Patterson *et al.* 2008). Loomade liikumiste ja trajektoride uurimine nõuab telemeetriameetodite piirangute tõttu mittelineaarseid meetodeid, mis oleks robustsed ja paindlikud, ja väheste eeldustega võimaldades seejuures bioloogiliselt interpreteeritavaid tulemusi (Jonsen *et al.* 2003, Gurarie *et al.* 2009).

2. Materjal ja metoodika

2.1. Uurimisala: Väinameri

Väinameri on Lääne Eesti saarte ja mandri vahel paiknev käärulise rannajoonega madal saarte ja laidude rikas Läänemere osa (Kuris 2009, Martin 2012). Merepõhjas domineerivad peamiselt pehmed setted nagu liiv ja muda (Martin 2012). Väinameres ja eriti Kassari lähedal on ulatuslikud mereveega üleujutatud liivamadalate elupaigatüübid (Kuris 2009, Martin 2010), kõvem substraat esineb madalates lainetusele avatud lahtedes (Martin 2010). Väinamere sügavus on valdavalt alla 10 m (Martin 2010). Keskmine sügavus on 5 m ja ainult Suures väinas ulatub sügavus 24 meetrini (Kuris 2009). Väiksest sügavusest ja paljudest saartest ning laidudest tingitud keerulised navigatsioonitingimused teevad Väinamere raskesti ligipääsetav suurtele laevadele kuid seevastu populaarsemaks purjetajatele (Kuris 2009). Üle väinas kuulgevad saari ja mandrit ühendavad parvlaevaliinid (Joonis 1). Väinamere liiniveo graafiku andmetel (www.tuulelaevad.ee) on neljast parvlaevaliinist kõige tihedama liiklusega Virtsu-Kuivastu ja Heltermaa-Rohuküla, millest esimesel väljub laev umbes 35 minuti tagant ning teisel 2 tunni tagant. Mõlemal liinil teevad praamid ülesõite tihedalt terve päeva jooksul. Teisel liinidel on liiklustihedus tunduvalt hõredam. Virtsu-Kuivastu ja Heltermaa-Rohuküla liinil on ka üldisest foonist tugevamad müra tasemed (Martin 2012, HELCOM 2010).



Joonis 1. Väinamere saari ja mandrit ühendavad laevateed.

2.2. Andmekogumine

Kogu uurimisperiood koosneb kolmest ajavahemikust: 30. august 2008 kuni 31. märts 2009; 21. mai 2009 kuni 5. jaanuar 2010 ja 16. mai 2011 kuni 9. aprill 2012. Hüljeste märgistamine GPS/GSM andmesaatjaga toimus kolmel aastal. 2008 a. augustis märgistati üks viigerhüljes. 2009 a. mais märgistati 6 hüljest, kuid andmesaatjad hakkasid tööle vaid kolmel neist. 2011. aastal toimusid hüljeste märgistamised mais ja augustis, mil märgistati kokku 16 isendit. Kokku paigaldati töökorras GPS/GSM andmesaatjad 20-le viigerhüljele.

Hülgeid püüti 150 mm silmaga ujuvvõrkudega, mis asetati Ahelaiu, Kõrgelaiu, Kõverlaiu, Vareslaiu ja Ankrurahu lesilate lähedal, madalasse vette. Eesmärgiks oli märgistada heas konditsioonis isendid. Sobimatud loomad vabastati märgistamata. Märgistamisel määrati loomade sugu, kaal ja vanuseklass. GPS/GSM saatja kinnitati epoksliimiga kuklaluu taha, karva külge kalelale. Märgistatud loomad vabastati kohe peale liimi kuivamist. Loomi koheldi viisil, mis valmistaks neile võimalikult vähe ebamugavust. Saatjate märgistamise ajavahemikud janende karva küljes püsimine oli igal loomal erinev (Tabel 1)

Tabel 1. Märgistatatud hülged ja nende telemeetriaperioodi kestvus.

Hüljes	Sugu	Vanuseklass	Ajavahemik	Päevi
Hg17-C	-	Täiskasvanu	30. august 2008 - 1. aprill 2009	214
Hg22-K	-	Täiskasvanu	29. mai 2009 - 19. oktoober 2009	143
Hg22-N	-	Täiskasvanu	31. mai 2009 - 5. jaanuar 2010	226
Hg22-P	-	Täiskasvanu	21. mai 2009 - 29. september 2009	133
Hg31-1	E	Täiskasvanu	17. mai 2011 - 7. veebruar 2012	272
Hg31-2	I	Täiskasvanu	25. august 2011 - 25. veebruar 2012	192
Hg31-3	I	Täiskasvanu	18. mai 2011 - 11. veebruar 2012	286
Hg31-4	I	Täiskasvanu	16. mai 2011 - 14. november 2011	183
Hg31-5	I	Täiskasvanu	27. august 2011 - 6. aprill 2012	212
Hg31-6	I	Noor	24. august 2011 - 15. jaanuar 2012	145
Hg31-7	I	Täiskasvanu	26. august.2011 - 11. detsember 2011	107
Hg31-8a	I	Noor	21. mai 2011 - 11. september 2011	115
Hg31-8b	I	Noor	13. september 2011. - 29. jaanuar 2012	146
Hg31-9	E	Subadultne noor	18. mai 2011 - 25. veebruar 2012	285
Hg31-10	E	Täiskasvanu	27. august 2011 - 11. märts 2012	198
Hg31-11	E	Täiskasvanu	9. september 2011 - 12. märts 2012	186
Hg31-12	E	Täiskasvanu	27. august 2011 - 3. märts 2012	190
Hg31-13	I	Täiskasvanu	11. september 2011 - 9.aprill 2012	198
Hg31-14	E	Täiskasvanu	26. august 2011 - 2. märts 2012	190
Hg31-15	I	Täiskasvanu	3. september 2011 - 20. veebruar 2012	176

2.3. Kasutatud andmete iseloomustus

Hüljeste märgistamiseks kasutati Sea Mammal Research Unit (Suurbritannia) FastLoc GSM Data Loggereid (GSMDL), mis võimaldavad lisaks asukohamäärangule eristada ka sukeldumis ja pinnaloleku käitumist, ning mõõta sukeldumise prameetreid, vee sügavust ja temperatuuri (^aSMRU).

Andmesaatjate salvestatud informatsioonist kasutasin hüljeste GPS asukohapunkte ja sukeldumisandmeid ja puhkamisandmete hinnangulisi kordinaate. GPS-põhistel telemeetria andmetel eemaldatakse ekstreemsed väärtused seadme kiirusfiltri abil ning testvõrdlustel teiste telemeetria meetoditega on need suure sageduse ja positsioonide täpsuse tõttu andnud asukoha hinnangutes väga väikseid vigu (Bailey *et al.* 2014). Kautasin kiirusfiltri hinnatud GPS andmepunkte, mille puhul asukoha filtreerimise algoritm oli määranud kiiruse alla 2m/s, mille sai andmetest kätte klassi numbri 1 põhjal (^bSMRU). Selliseid GPS punkte oli kahekümne hülge kohta kokku 106255. Sukeldumise punkte oli 20 hülge kohta 1061488 (Lisa2, Lisatabel 2.1)

2.4 Andmeanalüüs

Loomade käitumist võib iseloomustada nende liikumis- ja paiknemisotsuste põhjal. Loomade liikumised on mõõdetavad käitumuslikud vastused sisemise seisundi, psühholoogilise sundluse kui ka keskkonnafaktorite kombinatsioonile (Gurarie *et al.* 2009) ja muutuvad sagedasti kui kohatakse uut stiimulit või muutub looma sisemine seisund (Jonsen *et al.* 2003). Liikumise näitajateks on kiirus, suund ja pöördenurk järgnevate asukohapunktide vahel ning paiknemine - nende näitajate väärtused on tõlgendatavad loomade käitumise tullemusena (Patterson *et al.* 2008). Varasema uurimustöö põhjal on viigerhüljeste vältimiskäitumisena inimesepoolsele häiringule tuvastatud sukeldumist, eemale ujumist ja eemal paiknemist (Harris *et al.* 2001). Sellest lähtuvalt, võtsin praami tee mõjust tingitud võimalikke erinevuse tuvastamiseks käitumises, käesolevas töös uuritavateks näitajateks sukeldumise kestvuse, maksimum sügavuse, keskmise sügavuse ning lisaks vaatasin mõju ka GPS andmete põhjal leitud asukohapunktide vahelistele kiirusele ja pöördenurgale. Erinevused nendes võimaldaks teha edasisis oletusi mõju suuna kohta, ja aitaks kaasa täpsemate mudelite koostamisel. Kuna praamitee mõju hindamine käitumisele oli siinkoal raskendatud paljude teadmata teguritest ja andmete iseloomust, viidi käesolevas töös läbi eeltöö esialgsete seoste otsimiseks. Seaduspärasuste ja trendide otsimisteks vaadati tunnustevahelisi seosegraafikuid ja rakendati lineaarset regressiooni kõigile muutujatele, jättes kõrvale kõik teised mõjutavad tegurid.

Andmematerjali esialgseks töötlemiseks eemaldasin ebavajalike näitajate tulbad ja filtreerisin kiirusfiltri põhjal välja sobivad andmepunktid. Edasine andmetöötlus toimus programmiga R 3.2.3. (R Core Team 2015). Visuaalse ülevaate saamiseks hüljeste paiknemisest ja punktide kaardile kandmiseks on kasutatud R-i paketti *sp* (Bivand & Pelesma 2013) ja Veeteede Ameti kartograafia osakonnast saadud kaardikihte (Veeteede Amet 2016). Hüljeste liikumis trajektoride kaardile kandmiseks, ja pöördenurga leidmiseks on kasutatud R-i paketti *adehabitatLT* (Calenge 2006), mis võimaldab andmeid *ltrj* formaati tõstes arvutada punktidevahelise kauguse, aja, suhtelise nurga ja pöördenurga (Calenge 2015) ja kuvada nende põhjal liikumise trajektor. Trajektoride kaardile panemiseks tuleb need eelnevalt vormistada punktikordinaatideks, mispuhul kasutasin ka siin kõrval *sp* paketti (Bivand & Pelesma 2013).

Hülge käitumise näitajate leidmiseks kasutasin erinevaid viise. Pöördenurk on saadud *adehabitatLT* abil leitud nurk võrreldes eelmise liikumise kursiga (*rel.angle*) salvestades *ld* käsuga *ltrj* format ümber andmetabeliks ja võetud sealt saadud suhtelisest nurgast absoluutne nurk, et iseloomustada kursimuutuse teravust. Punktidevahelise kiiruse saamiseks on esmalt arvutatud GPS andmetabeli põhjal punktidevaheline kaugus R paketi *geosphere* (Hijmans 2015) kasutades käsku *distGeo*, mis oli erinevatest valemitest kõige täpsem võimaldamaks arvutada lühima kahe punkti vahelise kauguse meetrites kasutades WGS84 ellipsoidi (Hijmans 2015). Punktidevaheline aeg on esialgu leitud minutites ning nende põhjal on arvutatud kiirus ühikuga m/min, mis graafikul esitamiseks on teisendatud ühikuks m/s. Hülge ujumissuundade iseloomustamiseks on kõrvalise tööna *geosphere* paketi (Hijmans 2015) arvutatud ka punktidevaheline kurss. Sukeldumise andmetest keskmise sukeldumise sügavuse leidmiseks arvutasin *rowMeans* (R Core Team 2015) funktsiooniga iga sukeldumissündmuse 9 mõõdetud sukeldumissügavuse keskmise. Kõik näitajad on arvutatud nii, et nad käiks reas järgmis punkti kohta.

Praamiteede mõju hindamiseks leidsin kõigile punktidele juurde nende vähima kauguse praami teedest. Neli peamist praami teed olid kaardikihil esitatud keskse joonena (Veeteede Amet 2016). GPS punktide ja trajektoori punktide andmetabelitele arvutasin juurde kauguse kõigist praami teedest (Joonis 1). Uurimispiirkonna täpsustumisel ja suure andmemahu tõttu, mis raskendas arvutusi, on sukeldumistabeli andmepunktidele arvutatud kaugus Virtsu-Kuivastu praami teest. Distanti leidmiseks Heltermaa-Rohuküla praami teest on laiuskraadi järgi piiratud andmetabelit väiksemale ruumi osale (valitud vahemik oli 58.84776–58.926000° N). Sukeldumispunktide korral on kaugus arvutatud hinnangulise sukeldumise alguse asukohapunkti põhjal. Kõigi punkti kauguste arvutamisel on kasutatud *geosphere*

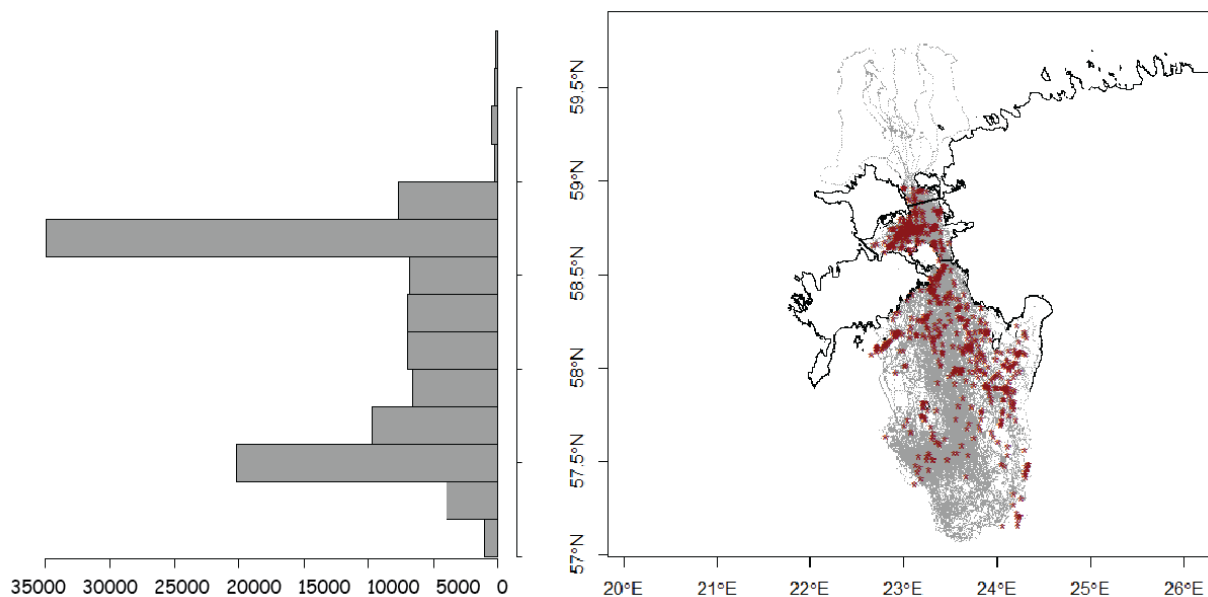
paketi *dist2Line* funktsiooni, mis võimaldab arvutada vähima distantssi punkti ja joone vahel, kus antud juhul on täpsemate tulemuste saamiseks määratud valem arvutama tulemust läbi *distGeo* funktsiooni (Hijmans 2015). Arvutatud kauguste põhjal on edasiseks andmeanalüüsiks tekitatud praami tee piiratud mõjuala kaugusega 1500 m, võttes andmetabelist välja selles vahemikus paiknevad punktid, et vähendada teistest ruumi omadustest tingitud võimalikku segavat mõju ja hinnata praami tee mõju varasemates uurimustes leitud ~500 m (Jansen *et al.* 2010, Andersen *et al.* 2012) kolmekordses ulatuses. Arvestades hüljeste suurt liikumisvõimekust ja mastaapi on GPS asukohapunktide puhul on võetud võrdluseks kõrvale suurem ala 6500 m, et hinnata liikumisnäitajate keskmisi laiemalt ja katta Suure Väina kitsast piirkonda. Paraku paikneb Virtsu-Kuivastu praamitee keskmest allpool, mistõttu jääb vähemal-rohkemal määral sisse ka Liivi lahe laiemat mere osa.

Statistiliseks analüüsiks kasutati lineaarset regressiooni, mille sobivuse kontrolliks kasutati ka *gvlma*, paketti (Pena & Slate 2014, R Core Team 2015). Üksikute tunnuste osa- R^2 (*partial R-squared*) väärtuste leidmiseks kasutati R-i paketti *asbio* (Aho 2016), ning R^2 95 % usalduspiiride leidmiseks *psychometric* paketti (Fletcher 2010).

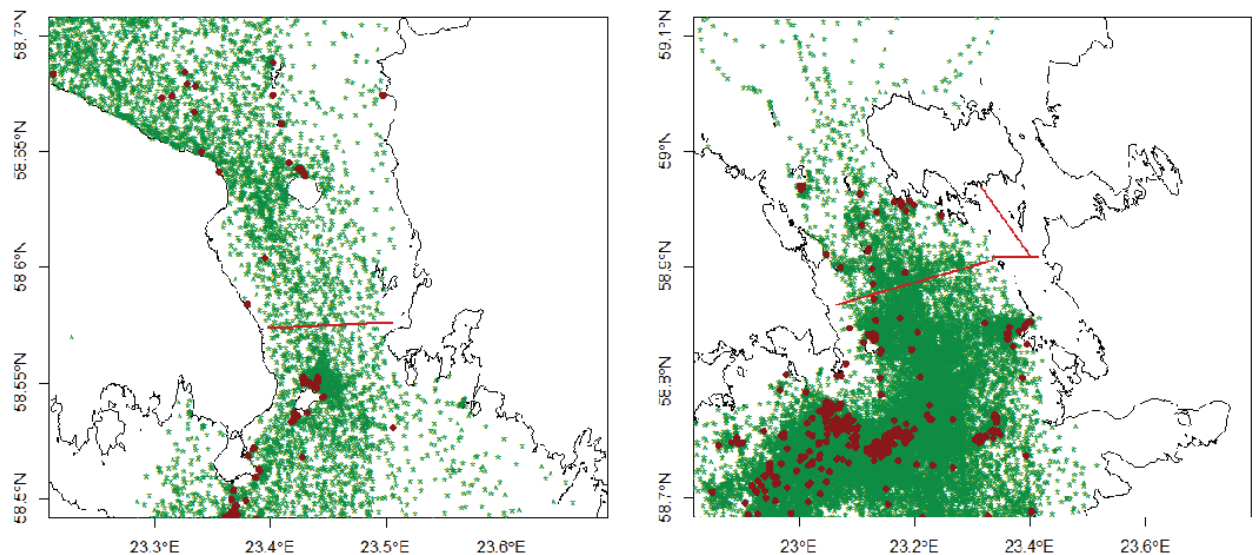
3. Tulemused

3.1. Viigrite paiknemine ja liikumine praamiteede suhtes.

Vaadeldud GPS asukohapunktide põhjal liiguvad uuritud viigerhülged valdavalt Väinameres ja Liivi lahes, puutudes kõige rohkem kokku Virtsu-Kuivastu ja Heltermaa-Rohuküla praamiteedega. Kõige sagedamini asuvad hülged Hiiumaa ja Saaremaa vahelises mere osas, kuhu jäävad ka nende peamised puhkekohad (joonis 2). Kõik peale ühe isendi Hg31-5 (Lisajoonis 3.3) liikusid Suures väinas ületades Virtsu Kuivastu praamiteed lühidalt (Lisajoonised 3.1-3.5). Samas esinesid hüljeste liikumistrajektoride vahel erinevused (Lisa 3). Kesselaiu ja Viirelaiu lähedal esinevad üksikud puhkekohad ja tihedama punktisagedusega piirkonnad. Heltermaa-Rohuküla praamitee lähedusest on GPS punkte 9-lt hülgelt millest suurem osa on kolmelt loomalt, kes veetsid seal rohkem aega (Lisatabel 2.1, Lisajoonis 3.6.). Rohuküla-Sviby ja Sõru-Triigi praamiteede vahetus lähedusestei olnud antud andmekogus ühegi hülge GPS asukohti (Joonis 3, Lisajoonis 2.2), mistõttu jäi nende käsitlemine käsolevast tööst välja.

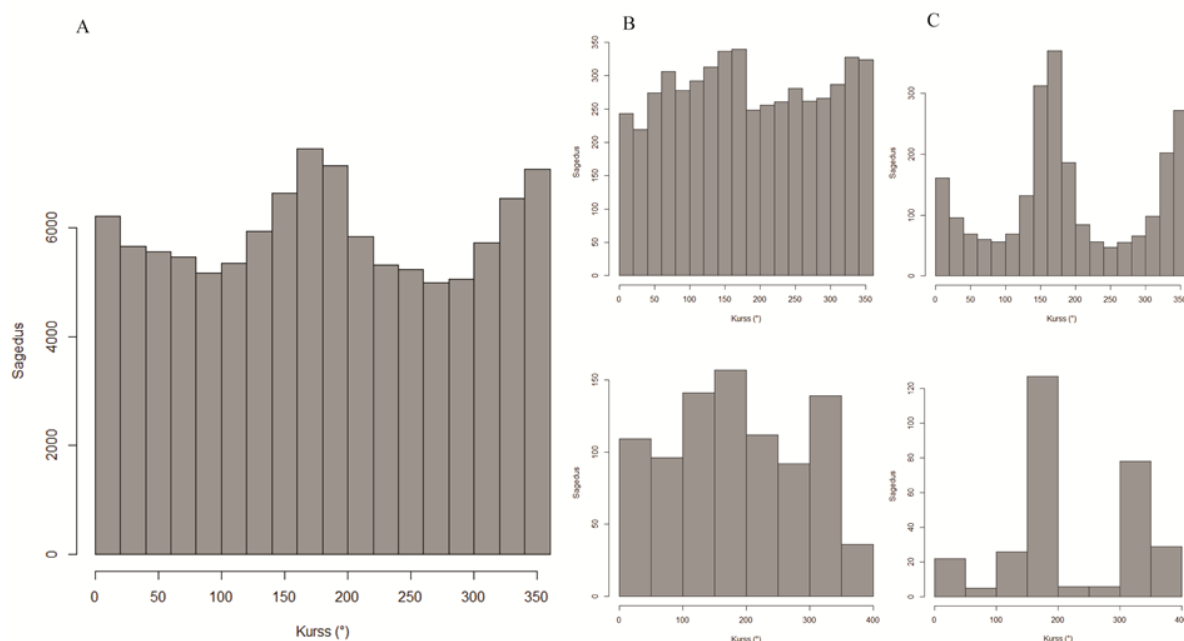


Joonis 2. Viigerhüljeste asukohapunktid (halliga) ja puhkamishetked (punasega) ning laevateed (mustad jooned) ja GPS asukohtade sagedusjaotus laiuskraaditi



Joonis 3 .Viigerhüljeste asukohad (rohelistel tännid) ja puhkekohad punased täpid) peamiste praami teede ümbruses Suures Väinas (vasakpoolne) ja Väinamere kirdeosas (parempoolne).

Esinesid erinevused nii üldises liikumises kui ka kahe piirkonna vahel. Üle terve ala oli asukohapunktide põhjal leitud üldine hüljeste mediaan kiirus 0,3 m/s ($Q_1 = 0,1$; $Q_3 = 0,6$) ja pöördenurk $28,9^\circ$ ($Q_1 = 10,0$; $Q_3 = 85,7$). Virtsu-Kuivastu praamitee lähedases alas olid punktidevahelised kiirused umbes poole suuremad, mediaan kiirus 1,0 m/s ($Q_1 = 0,6$; $Q_3 = 1,3$). Võrdluseks võetud suuremal kaugusel (6500 m) Virtsu-Kuivastu praami teest langes mediaan kiirus 0,6 m/s ($Q_1 = 0,2$; $Q_3 = 1,0$) väärtusele. Virtsu-Kuivastu laevateest 1500 m läheduses oli pöördenurk umbes poole väiksem ja hajus vähem, mediaan $15,0^\circ$ ($Q_1 = 7,9$; $Q_3 = 33,1$), kuid kaugemal 6500 m ulatuses enam tugevat erinevust ei ilmnenud ja mediaan oli $26,0^\circ$ ($Q_1 = 9,7$; $Q_3 = 64,3$). Heltermaa-Rohuküla praami teel lähedases ja kaugemas piirkonnas jäid mediaan kiirused üldisest natuke väiksemaks 0,2 m/s ($Q_1 = 0,1$; $Q_3 = 0,5$). Sealsed pöördenurgad olid nii lähedal kui kaugel üldisest suuremad mediaan kuid ei erinenud omavahel tugevalt olles kauguses 1500 m $40,6^\circ$ ($Q_1 = 14,1$; $Q_3 = 106,5$) ja kaugusel 6500 m $38,7^\circ$ ($Q_1 = 12,2$; $Q_3 = 107,5$). Natuke erinesid ka praamiteede ümbruses esinenud suurimad kiirused olles Virtsu-Kuivastu ümbruses 1,9 m/s ja Heltermaa-Rohuküla ümbruses 1,7 m/s. Kahe piirkonna vahel erines ka ujumiskursside jaotus (joonis 4), olles Virtsu-Kuivastu piirkondades valdavalt põhja-lõuna suunaline.



Joonis 4. Hüljeste ujumise kursid A) kõik, B) Heltermaa-Rohuküla: üleval 6,5 km kauguses ja all 1,5 km kauguses, C) Virtsu-Kuivastu : üleval 6,5 km kauguses ja all 1,5 km kauguses.

Arvutatud liikumise näitajad olid siinkohal määratud aukohapunkti määramise täpsusega ja ajavahemikuga. Asukoha määramise viga selles töös eraldi ei vaadataud. Kuid on varasematel hinnangutel 30 m (Bailey et al. 2014). Seadme diagnostika põhjal oli enamus loomadel asukoha määrang piiramatult, kuid ühel hüljel oli see seatud 20 minuti tagant ja kolmel hüljel 30 minuti tagant. Vaatamata erinevustele asukoha määramise ajavahemikus, jaotusid need tugevalt ühte tulpa mediaanväärtusega 24.7 minutit ($Q_1 = 21,0$; $Q_3 = 42,3$). Samas esines ka seadme vigadest tingitud üksikuid väga suuri ajavahemikke, millest suurim ~10 päeva. Pika sammuga punktide võtmist esines viiel hüljel (Lisajoonis 3.4, Lisajoonis 3.5). Ka ajavahemike põhjal leitud kiirused olid kohati suuremad kui varasema filtreeringu põhjal ettemääratud väärtus, ulatudes 3,6 m/s. Sellest lähtuvalt sai edasises osas laevatee ja liikumisnäitajate suhteid vaadeldud vaid üldisemalt.

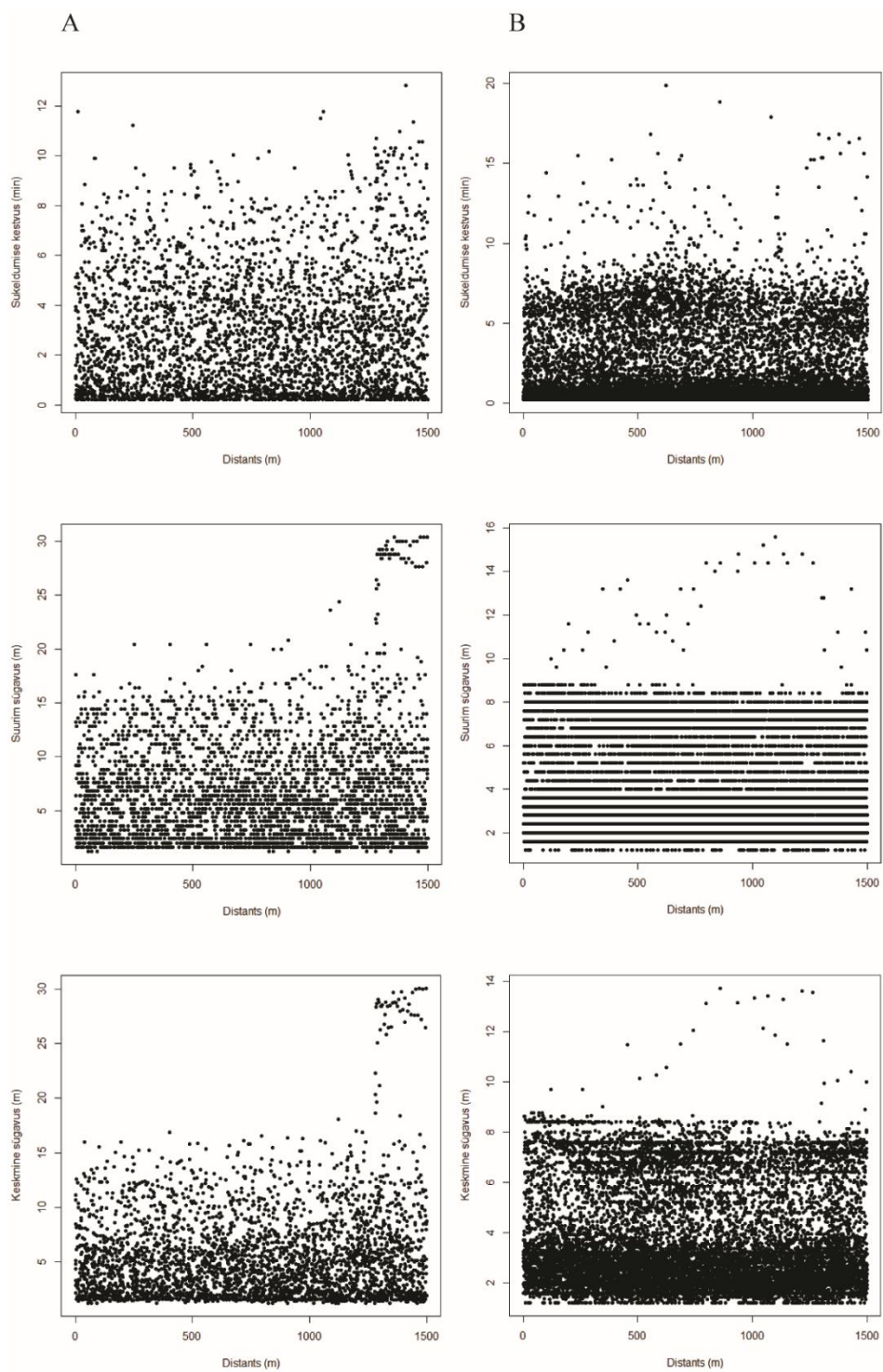
3.2. Praamitee mõju hüljeste käitumisele

Käesolevas töös ei esinenud selget ja otsest seost ühelegi vaadeldud käitumistunnustele, mis oleks seletatav praami tee kauguse mõjuga. Andmete iseloomust tingitud piiratud ning lineaarse regressiooni eelduste rikutuse tõttu ei olnud p väärtuse eraldi hindamine siinkohal asjakohane. Virtsu-Kuivastu kui Heltermaa-Rohuküla praamiteel puudus praamitee kaugusest tingitud otsene seos nii sukeldumise kestvusele ($R^2 < 0,1$), suurimale sügavusele ($R^2 \leq 0,1$), kui ka keskmisele sügavusele ($R^2 \leq 0,02$). Kõigil juhtudel jäid R^2 usaldusintervallid tugevalt alla

0,1 (Tabel 2, Joonis 5). Akaike kriteeriumi (AIC) põhjal parimates mudelites, kus olid kaasatud nii ruutkordaja kui ka hülge isendi mõju puudus endiselt tugev seos nii Virtsu-Kuivastu praamitee sukeldumise kestvusele ($R^2=0,107$; R^2 95% usaldusvahemik: : 0,088–0,127; N = 3475), suurimale sügavusele ($R^2 = 0,130$; R^2 95% usaldusvahemik: 0,109–0,151; N = 3475) ja keskmisele sügavusele ($R^2 = 0,140$; R^2 95% usaldusvahemik: 0,119–0,161; N = 3475), kui ka Heltermaa-Rohuküla praami tee sukeldumise kestvusele ($R^2 = 0,019$; R^2 95% usaldusvahemik: 0,015–0,024; N = 14 182), suurimale sügavustele ($R^2 = 0,024$; R^2 95% usaldusvahemik: 0,019–0,029; N = 14182) ning keskmistele sügavustele ($R^2 = 0,022$; R^2 95% usaldusvahemik: 0,018–0,027, N = 14 182) (Tabel 2).

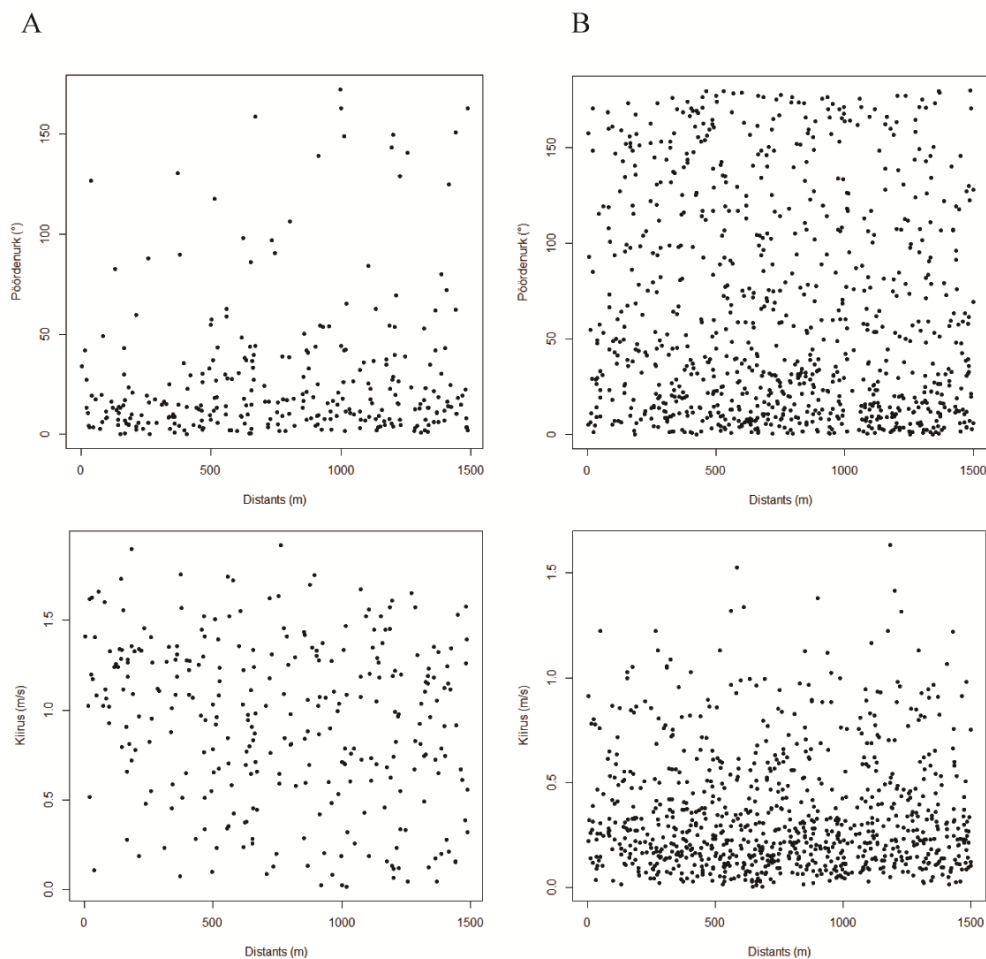
Tabel 2. Hüljeste mõõdetud sukkeldumisinäitajate seos praamitee kaugusega. Valimi suurused vastavalt Virtsu-Kuivastu: N=3475, Heltermaa-Rohuküla :N=14182

	<u>Virtsu-Kuivastu</u>				<u>Heltermaa-Rohuküla</u>			
	95 % usalduspiir				95 % usalduspiir			
	<u>R²</u>	<u>Alumine</u>	<u>Ülemine</u>	<u>AIC</u>	<u>R²</u>	<u>Alumine</u>	<u>Ülemine</u>	<u>AIC</u>
<u>Sukeldumise kestvus</u>								
Praamitee	0,004	-0,0001	0,008	44253	0,0002	-0,0003	0,001	181248
Praamitee ²	0,006	0,001	0,011	44250	0,0004	-0,0003	0,001	181248
Hüljes	0,106	0,087	0,125	43914	0,019	0,015	0,023	181001
Praamitee ² +Hüljes	0,107	0,088	0,127	43911	0,019	0,015	0,024	181000
<u>Suurim sügavus</u>								
Praamitee	0,008	0,002	0,014	20765	0,005	0,002	0,007	181248
Praamitee ²	0,014	0,006	0,022	20748	0,006	0,004	0,009	181248
Hüljes	0,125	0,104	0,145	20367	0,022	0,018	0,027	181001
Praamitee ² +Hüljes	0,130	0,109	0,151	20349	0,024	0,019	0,029	181000
<u>Keskmine sügavus</u>								
Praamitee	0,013	0,005	0,020	19799	0,002	0,001	0,004	59991
Praamitee ²	0,019	0,010	0,028	19777	0,003	0,001	0,005	59981
Hüljes	0,135	0,114	0,155	19376	0,022	0,017	0,026	59738
Praamitee ² +Hüljes	0,140	0,119	0,161	19356	0,022	0,018	0,027	59730



Joonis 5. Sukeldumise kestvuse, suurima sügavuse ja keskmise sügavuse tunnuse hajuvus seoses distantliga praami teest 1500 m ulatuses : A) Virtsu-Kuivastu, B) Heltermaa-Rohuküla

Praami tee kaugusel ei esinenud otsest seost ka leitud liikumisnäitajatega (Joonis 6). Pärast hülge isendi kaasamist mudelitesse tõusis nende seletusvõime märkimisväärselt, mis näitab suurt varieeruvust isendite käitumises, kuid mitte seost praamitee kaugusega. Kui lisaks praamitee kaugusele oli mudelisse kaasatud hülge isend olid tulemused vastavalt: Virtsu-Kuivastu hülge ujumiskiirus, $R^2 = 0,501$; R^2 95% usaldusvahemik: 0,427-0,575; $N = 299$ (isendi osa- $R^2 = 0,478$); hülge pöördenuk, $R^2 = 0,311$; R^2 95% usaldusvahemik 0,231–0,392; $N = 299$ (isendi osa- $R^2 = 0,297$); Heltermaa-Rohuküla hülge ujumiskiirus, $R^2 = 0,280$; R^2 95% usaldusvahemik: 0,231–0,330; $N = 882$ (isendi osa- $R^2 = 0,279$); hülge pöördenuk, $R^2 = 0,048$; R^2 95% usaldusvahemik: 0,021–0,075; $N = 882$.



Joonis 6. Kiiruse ja nurga tunnuse hajuvus seoses distantsiga praami teest 1500 m ulatuses : A) Virtsu-Kuivastu, B) Heltermaa-Rohuküla

4. Arutelu

Käesoleva töö põhjal ilmnes, et praamiteed ei põhjusta viigerhüljeste käitumis-, elupaigakasutus- ja paiknemismustrites tugevaid piirkonna vältimise reaktsioone. Varasemates inimtegevuse mõju käsitlevates uurimustöodes on rohkelt teoretiseeritud ohu üle, et vaadeldav otsene vastus ei pruugi näidata kõige tugevama bioloogilise tähtsusega mõju pikaajalisele paikade kasutusele, peletades siiski loomi eemale neile vajalikest elupaikadest (Suryan & Harvey 1999, Erbe & Farmer 2000, Anderwald *et al.* 2013, Young *et al.* 2014). Hüljeste ruumikasutuse vaatlemine mitmetel aastatel ja üle pikema perioodi umbes pooleaastase ajavahemiku jooksul, võimaldab siinkohal öelda, et hülged ei ilmuta praamiteede tugevat vältimisvastust ja kasutavad endiselt Väinamerd ja sealseid elupaiku, mistõttu praamiteed ei ole tugev mõjufaktor, et seda ohtu tekitada. See võib olla tingitud nii harjumisest kui ka viigrite väga tugevast asupaigatrudusest ja eelistusest liikuda kindlate paikade vahel. Seetõttu võib siinkohal olla raskendatud loomade harjumuslikest ruumikasutusmustritest praamiteede ja ka veesõidukite otsese mõju eristamine. Kuna seniseks on juba näidatud mitmeid mereimetajate vältimisvastuseid, veesõidukitest tingitud häiringuid, suurenenud inimtegevusest ning müra- ja stressi tingitud stressi ja kohasuse langust (Suryan & Harvey 1999, Erbe 2002, Bejder *et al.* 2006, Christiansen *et al.* 2010, Stamation *et al.* 2010, Anderwald *et al.* 2013, Young *et al.* 2014, Jansen *et al.* 2015), tuleb mõju kohta järeltule tegemisel ja tõlgendamisel siiski olla ettevaatlik, arvestada mitmeid tegureid ja otsida edasisi võimalusi ka veesõidukite otsese mõju hindamiseks.

Sukeldumine: Hüljeste sukeldumispunktide põhjal võib väita, et praamitee olemasolu ei mõjuta hüljeste sukeldumiskäitumist. Hüljeste sukeldumised vastasid varasemalt leitud tulemustele (Gjertz *et al.*, 2000; Harkonen *et al.* 2008 jt), jäädes ka siin enamasti ~8 minuti ulatusse. Samas Heltermaa-Rohuküla liini piirkonnas esines lühikesi sukeldumisi tihedamalt (Joonis 5). Sealsed andmepunktid pärinevad valdavalt kahelt täiskasvanud ja ühelt noorloomalt (Lisatabel 2.1) ning on kogutud sügis- ja talvekuudel (Lisajoonis 3.6). Antud erinevus võib olla tingitud varasemates töodes leitud noorloomade lühematest ja madalamatest sukeldumistest (Born *et al.* 2004, Harwood *et al.* 2015) ning võib olla kooskõlas ka seni eeldatud sukeldumise seotusest hingamisaukudega (Born *et al.* 2004). Hüljeste sukeldumiste maksimaalsete ja keskmiste sügavuse erinevused olid tõenäoliselt mõjutatud Väinamere üldisest madalusest ja väiksest sügavuse erinevusest Suures väinas, kuid ei sõltunud praamitee kaugusest. Hülged sukeldusid nii nende vahetus läheduses kui ka eemal sarnastele sügavustele. Sellest võib eeldada, et praamitee ei põhjusta ebamugavust, mis

tingiks lühemat sukeldumist, pikemaegset ja sügavamat läbiujumist või sukeldumise vältimist. On võimalik, et nii praamiteel esinev häiring kui ka sealne müratase on siinkohal siiski piisavalt nõrgad, et mitte põhjustada tugevaid reaktsioone. Samas on ka võimalik, et mõju ei avaldu piisavalt tugevalt, sest seal viibitud hetked langevad nendesse aegadesse, kus laeva poolt tekitatud müra ja häiringu osakaal on juba vaibunud ja see takistab tugeva häiringu tuvastamist. Selline olukord on tõenäoline Virtsu-Kuivastu praamiteel. Kaks isendit viibisid Heltermaa-Rohuküla praamiteel pikemat aega (Lisajoonis 3.6). Kui praamiteede tihedal liiklusel ja suuremal müra tasemel oleks väga tugev mõju, oleks see siinkohal võinud olla tuvastatav. Kuna keskmised ja maksimaalsed sügavused langevad enam-vähem kokku, ei õnnestunud märgata ka võimalikku vältimiskäitumist praamitee läheduses. Veesõiduki eest järsult ja tugevalt sügavamale ujumine ei pruugi kajastuda joonisel, sest maksimumpunkt kuulub üheksa keskmistatud punkti hulka (^bSMRU). Mõlemal praamiliinil liiguvad praamid tihedalt terve päeva jooksul, kuid on võimalik, et see ei põhjusta siiski nii tugevat keskkonnamuutust. Heltermaa-Rohuküla liinil võib müra kiiremini maha vaibuda suurema vahemaa tõttu, samas kui Virtsu ja Kuivastu vaheline vahemaa on väike ja seal liiguvad praamid tihedamalt ning tekitatavad müratasemed ja häiring suurem. Täpsemateks mõjutegurite hindamiseks tuleks sealseid müratasemeid eraldi mõõdistada.

Käesolevas töös on sukeldumise näitajad ainsad otsesed looma käitumist kajastavad mõõdetud näitajad. Sukeldumiste asukohad olid hinnanguliselt paigutatud kahe GPS asukohapunkti vahelisele joonele, mistõttu on sukeldumispunktid tugevalt mõjutatud viimaste asukohast. Lähtudes ainult piiratud alast laevatee ümber ja selle sisse jäävatest sukeldumishetkedest, ei tekkinud siinkohal suurt sisulist probleemi nende käsitlemisel. Küll aga on sellisest hinnangulisest asukohast tingituna raske määrata otseselt praamist tingitud sukeldumisreaktsiooni. Kui varasemalt on näidatud vastusena laevale sukeldumist ja pinna lähedal eemale ujumist (Harris *et al.* 2001), siis nende andmete puhul ei saaks sellist reaktsiooni tuvastada täpsete sukeldumishetkede asukohapunktide puudumise ja seadme seadistuse tõttu, mis registreerib sukeldumise alles siis, kui loom on sügavamal kui 1,5m (^{a,b}SMRU). Teades täpsemaid asukohapunkte ja registreerides ka madalama sügavusega sukeldumisi, oleks võimalik üpris hästi hinnata inimtegevuse mõju hüljeste käitumisele mingis piirkonnas.

Laevatee mõju leidmine sukeldumisele on mõjutatud ka mitmetest lisafaktoritest, nagu näiteks isendite erinevused, ruumi eripärad ja saagi paiknemine. Hüljeste sukeldumist mõjutavate sooliste ja vanuseliste erinevuste ning isenditevaheliste toitumisstrateegiate

erinevuste kaasamine jäi käesolevast tööst välja, küll aga ilmneseid isenditevahelised erinevused kaudselt, seletades isendi kaasamisel suurema osa leitud seosekordajatest. Kuigi ruumi omadustest tingitud mõjusid on siinkohal proovitud vältida läbi võimalikult ühtlase ala valimise, ei ole seni täpselt teada, kus hülged rohkem sukelduda eelistavad ja kus on paremad toitumiskohad Väinameres, mistõttu ei saa välistada ruumieelistusest tingitud võimalikke mõjusid ka praamiteede läheduses. Lisaks saagi levikule võivad sukeldumisele mõju avaldada ka põhja tüüp.

Ränded: GPS punktide põhjal leitud liikumise kiirus ja pöördenurk ning isendite trajektoolid iseloomustavad üldisemalt hüljeste seniseid ruumikasutuse mustreid ja ei ole mõjutatud praamitee lähedusest. Varasemate andmete põhjal jäävad pärishülglaste (*Phocidae*) keskmised ujumiskiirused vabaujumisel vahemikku 1,3–3,6 m/s (Hoelzel 2009). Varasemalt vooluga basseinis mõõdetud viigerhülge ühtlased ujumiskiirused olid vahemikus 0,6–1,42 m/s, alla 0,6 m/s ei uju hülged ühtlaselt (Fish *et al.* 1988). Käesolevas töös leitud punktivahelised kiirused ja nurgad iseloomustasid üldisemat hülge liikumist ja käitumist päris hästi. Kuna üldine kiirus oli ligi poole väiksem. Võib arvata, et siinkohal oli see mõjutatud asukoha määramise ajavahemikust. On teada, et pikema ajavahemiku jooksul on loomade liikumine paljude käitumuslike hetkede nagu rändamine, otsimine, toitumine ja puhkamine tulemus. Seetõttu iseloomustab leitud kiirus üpris hästi hülge tegutsemiskiirust, vastates Suures väinas hüljeste ujumiskiirusele. Ka leitud nurk ja kurss iseloomustavad siinkohal üldisemat käitumismustrit. Seega leitud liikumisnäitajad illustreerivad käesolevas töös pigem ruumikasutuse käitumist olles kooskõlas varasemate uurimustega, kus hülged liiguvad ja tegutsevad oma meelispaikades ning rännetel liiguvad suuremal määral ja sirgemalt eelistatud paikadesse (Harkonen *et al.* 2008, Kelly *et al.* 2010, Martinez-Bakker *et al.* 2013, Harwood *et al.* 2015). Käesolev töö on tugevaks kinnituseks ja täpsustuseks ka varasematele teadmistele Väinamere populatsiooni viigrite liikumisest peamiste toitumis- ja puhkepaikade vahel (Harkonen *et al.* 2008). Siinkohal ilmneb, et nad rändavad nende alade vahel tavalisest kiiremini ja otse. See toetab varasemat arvamust, mille kohaselt rändamine limiteerib nende toitumise ulatust ja vähendab selleks kuluvat aega ja võimalusi, mistõttu loomad liiguvad otse kohtadesse, kus on varasemalt või ennustatavalt kõrgem toitumise edukus ja teostavad seal asupaigapõhist otsimist (Bailey *et al.* 2014). Käesolevas töös saadud liikumisnäitajate ja trajektooride põhjal on näha, et Suur väin on kasutatav kui rändekoridor toitumisalale. Suuremad kiirused ja väiksemad nurgad võisid olla tingitud soovist seda ala kiiremini ületada ja tõenäoliselt langesid 6,5 m kaugusel, sest väina kitsuse mõju lõpeb allpool ära. Peaaegu kõigi hüljeste erinevad liikumisteed ületavad Virtsu-Kuivastu praamiteed vaadeldud perioodi jooksul

mitmetel kordadel. Erandlik oli vaid üks isend (Hg31-5), kes ei liikunud kordagi selles piirkonnas, tegutsedes hoopis Väinameres ja veetes sügise lõpu ja talve Heltermaa-Rohuküla praamitee vahetus läheduses. Seal piirkonnas on rohkem liikunud ka kaks teist isendit (Hg31-3 ja Hg31-6) (Lisajoonis 3.6). Sellest lähtuvalt võib arvata, et praamitee olemasolu ei mõjuta ega häiri kuidagi hüljeste üldisemat ruumikasutuse mustrit ning siinkohal esinenud erinevused paiknemisestest ja trajektoorides iseloomustavad pigem viiherhüljeste erinevaid käitumisstrateegiaid. Ka varasemates töödes on näidatud erinevaid strateegiaid, kus osad loomad on rändsed, liikudes kaugele avamerele, teised teevad vaid üksikuid rändeid ja kolmandad eelistavad veeta aega mandri lähedal (Gjertz *et al.* 2000, Born *et al.* 2004, Freitas *et al.* 2008, Martinez-Bakker *et al.* 2013). Antud juhul esines kõigil loomadel mõni ränne, kuid enamus rändas tihedalt Hiiumaa laidude puhkealade ja Liivi lahe vahel. Praamiteede võimalikku mõju ei saa siiski täielikult välistada. Heltermaa-Rohuküla praamitee läheduses viibisid rohkemal määral ainult kolm looma, ning enamik hoidis sealt üldiselt eemale. Sõru-Triigi ning Rohuküla-Sviiby praamiteid välditi täielikult. See võib osaliselt olla seotud ebasobivate paikadega seal või paremate paikadega mujal, kuid siinkohal ei ole võimalik kinnitada, et nähtu on tingitud ainult sellest. Lisaks ei ole võimalik kontrollida, kas otsesem ja kiirem Suure väina ületamine on põhjustatud ainult võimalikust toidu motivatsioonist, või esineb seal siiski mõningane praamiliiklusest tingitud negatiivne mõjutegur, mis teeb terve väina piirkonna hüljestele ebameeldivaks.

Liikumine: Praamiliikluse mõju hindamine tegelikele liikumistele oli siinkohal tugevalt piiratud ja varjutatud telemeetriameetodite iseärasustest. Peamine takistus siinkohal oli asukoha määramise sammupikkus. Antud juhul oli kahe punkti vahelise ajavahemiku mediaan 0,3 m/s ehk ~20 m/min, mille põhjal ilmneb, et loom jõuab punktidevahelise ajaga läbida ~480 meetrit, teostades seejuures tedmata hulk vahepealseid käitumisi. Rändsel liikumisel, mis ilmnesid Suure väina koridoris võivad hülged asukohapunktide vahelise ajaga läbida juba 2160-3480 meetrit. Praamitee täpset laiust ja mõju piirkonda ei olnud siinkohal võimalik määrata. Nii laevatee kui üldkasutatav veeteed on käsitletavad kui sobivad veealad laeva liikumiseks (RTL 2003, 58, 830 & RT I 1998, 2, 47). Eeldusel, et praamid peavad lähtuma oma ajagraafikust, võib arvata, et nad liiguvad liinidel võimalikult täpselt. Seda võib näha ka laevaliikluse reaalaajas kaardilt MarineTraffic-u kodulehel (<https://www.marinetraffic.com>), kus valdavatel juhtudel asuvad praamid märgitud liinidest ~0-50 m kaugusel, möödumistel on üks laev ~100 m kaugusel. Pole teada kui kaugele levivad praami poolt tekitatud müra tasemed. Eelneva põhjal võib ainult kaudselt eeldada, et praami tee otsene mõju piirdub väiksemas ulatuses teda ümbritseva alaga, mis võib teha keeruliseks praamitee mõju

hindamise otsesele liikumiskäitumisele vastavate tegelike hetkede tabamatuse tõttu kitsas alas. Siinkohal jäi rändse liikumise tõttu Virtsu-Kuivastu praamitee piirkonda palju vähem punkte ja ei ole teada, kui palju neist oli otseselt mõjutatud praamist. See võib varjutada tulemust. Teiselt, kui praamitee oleks nende jaoks nii tugevamast müra, kui ka varasemast mälust tingitult kujunenud ebameeldivaks stiimuliks võinuks tugevamad muutused praamitee lähedastes liikumisotsustes tulemustest siiski välja paista. Täpsemate hinnangute andmiseks kitsapiirilise inimteguri mõju tugevusest loomade liikumisreaktsioonile tuleb kaasata kas vaatluslikud meetodid või loomade tegelike liikumisteede modelleerimine.

Võib oletada, et otsesed reaktsioonid praamile ja veesõidukile on eemaldumine ning põgenemine, kuid parema kaitse eesmärgil tuleks seda eeldust ja reaktsiooni kaugusi täpsemalt määrata. Lähtudes teadmisest, et enamus mereimetajaid välja arvatud nt lõunavaalad (*Eubalaena spp*) ja osad sireenlased, sh *Dugong Dugong* ning lamantiinid (*Trichechus ssp*), suudavad tuvastada veesõiduki lähenemist kuulmise järgi ja sellele reageerida (Lima *et al.* 2015), ning varasematest näidetest, kus viigrid põgenevad häirija eest (Kelly *et al.* 1988, Harris *et al.* 2001, Niemi *et al.* 2013), võib arvata, et viigrid kuulevad laevu ja teisi veesõidukeid juba kaugemalt ning liiguvad tuginedes kiskjavältimise mehhanismile vahetust lähedusest eemale. Kui poegimis- ja puhkamiskohtades on otseseid vastuseid veesõidukitele juba näidatud, siis sellise eelduse kontrollimine veekeskkonnas on senini lahendamata. Selle välja selgitamine on vajalik, et vähendada võimalikku kokkupõrkeohtu, mis on tõenäolisem suure manööverdusvõimega kiirpaatide puhul. Teades, et tugevad müratasemed võivad põhjustada kuulmiskadu ja stressi ning muutusi otsuse langetamise mehhanismides (Kight & Swaddle 2011), siis võib arvata, et väga tihedalt asustatud laevaliikluspiirkonnad võivad tulevikus põhjustada suuremat kokkupõrkeohtu läbi vähenenud võime tuvastada laeva ja reageerida sellele adekvaatselt.

Selleks tuleks kaasata laevade asukohaandmed ja leida vastavatele andmetele sobiv liikumismudel, mis võimaldaks ka hüpoteeside vormilist testimist. Paljude seniste meetodite seast on keskkonnafaktori mõju hindamiseks nüüdisajal soovitatud modelleerida keskkonnafaktorit kui kovariaati vaadeldavate liikumisandmetega liikumismudelisse, võttes arvesse telemeetria veast, sammust ja juhuslikkusest tingitud takistusi, seda võimaldaks näiteks *State-Space Model*, SSM (Jonsen *et al.* 2003, Patterson *et al.* 2008, Gurarie *et al.* 2009). Kuna konkreetsetele andmetele sobivate liikumismudelite otsimine ja õigesti rakendamine on keerukas protsess, mis nõuab suurt ajaresurssi, ja veesõidukite

asukohaandmeid ei õnnestud siinkohal saada, püsib võimalus tulevikus vastavaid meetodeid rakendades seda teemat efektiivsemalt käsitleda.

Paiknemine: Otsese piirkonna vältimisvastuse mitte ilmnemine ei ole alati otsene indikaator tegelike mõjude puudumisest. Palju on rõhutatud, et jälgitud käitumine ei pruugi veel näidata tegelikku mõju loomale (Golubkov & Alimov 2010, Andersen *et al.* 2012). Tegelikud mõjud võivad olla varjatud ja raskesti tuvastatavad. Pidev häiring, stress, paljude keskkonnafaktorite koosmõju ja elupaikade kvaliteedi langus võivad kaasa tuua vähenenud sigimisedukuse ja populatsiooni arvukuse languse (Suryan & Harvey 1999, Erbe & Farmer 2000, Anderwald *et al.* 2013, Young *et al.* 2014). Sellisest olukorrast esineb selge näide Soome lahes. Piirkonna tohtu laevaliikluse tihenemine alates 1995-st aastast, mil suurenesid veetavad kogused 20-lt miljonilt tonnilt 68-le miljonile. Suurenenud kaubalaevade liiklus kooskõlas sealsete halbade keskkonnatingimustega on alates samast ajavahemikust nüüdisajani kiirelt ja drastiliselt vähenenud Soome lahe hülgepopulatsiooni arvukus 300 isendini. Lisaks halvendavad sealsete viigrite olukorda ka peamises poegimispaigas liikuvad jäälohkujad (Golubkov & Alimov 2010). Tankerite ja jäälohkujate tegevus ohustab eelkõige aeg-ajalt kinni külmuvatel laevateedel, mis on soodsateks struktuurideks viigritele. Väinamere viigrite talvised poegimispaigad paiknevad rohkem Liivi lahes ja Sangelaiu piirkonnas olles suuremast inim mõjust puutumata (Jüssi 2010). Ka siinses töös on välja toodud palju puhkekohti Liivi lahes (Joonis 3), mistõttu võib arvata, et kui laevaliikluse negatiivne mõju on poegimisperioodil aktuaalne, siis seda enamasti seal. Teisest küljest esines ühel märgistatud hülgel pikka talvist viibimist Heltermaa-Rohuküla liinil (Lisajoonis 3.6). Kui seda piirkonda kasutavad ka emased isendid poegimisel, tuleks talvist praamiliiklust korraldada sellega arvestades. Võttes arvesse Väinamere suletust, madalust ja raskesti ligipääsetavust suurtele laevadele ja tihedale liiklusele ei ole suurest laevaliiklusest tingitud stress, häiring ja sigimisedukuse vähenemine siinkohal veel tugevaks mõjuteguriks. Olukord võib muutuda nii kliima soojenemisest tingitud talviste jääolude muutustega kui ka suurema laevaliikluse kavandamisega Väinamerre ja Liivi lahte.

Peamiste praamiteede mitte vältimine, võib olla tingitud ka laevaliiklusega kohanemisest. Varasemaks näiteks viigerhülge võimalikust harjumisest tihenunud inimtegevusega on Naftaplatvormi rajamine Brudhoe lahte, kus ehitusperioodil esinesid kuni 157 dB re 1 μ Pa helirõhu tasemed kuuldavusega kuni 3 km kaugusele, aga ka vibratsioonid, pinna lagunemine, tihenunud liiklus ja inimese kohalolu – vaatamata sellistele tingimustele olid piirkonnas esindatud viigerhülged, kes ei näidanud tugevat vältimisvastust ei suvel ega talvel, ujudes

kuni 46 m kauguses ning tekitades ja kasutades jäästruktuure 11-350000 m kauguses naftaplatvormist (Blackwell *et al.* 2004, Williams *et al.* 2006). Siinse olukorra puhul võib harjumist soodustada praamiliikluse korrapärasus ja sellest tulenev ettearvatavus. Varemalt arvatu kohaselt võib olukord olla vastupidine erinevate väikepaatide ja veesõidukite puhul, mille liikumise vähene korrapärasus võib vähendada kohanemise võimalust (Andersen *et al.* 2012). Väinamere alam-populatsiooni hülged puutuvad suurte laevade ja sagedase liiklusega oluliselt vähem kokku kui tihedalt laevatatavates piirkondades. Võib olla, et tugevate ebameeldivate mõjude nagu vigastused või hirm ilmnemiseta, ei näe hülged praamides ohutegurit ja harjuvad nendega seeläbi kiiremini.

Viigrite valdavalt inimpelglik eluviis ja sõltuvus kindlatest puhkekohtadest Hiiumaa laidudel võivad nad teha haavatavaks väikelaevade ja veeturismi kasvavale tegevusele. Käesolevas töös esines kõige tihedamalt asukohti ja puhkekohti Väinamere keskel ja Saartevahelises alal. Läänemere viigerhüljes on ettevaatlik ja tugevalt inimpelglik liik, põgenedes inimese kohalolekut tajudes viivitamatult, kusjuures taastumine võib võtta aega mitmeid tunde (Jüssi 2010). On näiteks arvatud, et Saimaa viigrite puhkamise ööpäevane rütm võib olla adaptatsioon vältimaks paate päevasel ajal (Niemi *et al.* 2013). Kuna varasemates uuringutes on näidatud väikelaevade, mootorpaatide ja kajakkide eemalepeletavat mõju hüljestele (Calambokidis *et al.* 1991, Henry & Hammill 2001, Johnson & Acevedo-Gutiérrez 2007, Anderwald *et al.* 2013, Young *et al.* 2014), tuleb siinkohal arvestada sarnase mõjuga ka viigritele. Väinameri on juba praegusel ajal purjetajate seas populaarne, kuid tulevikus tiheneva merekasutuse tingimustes võib häirimine kasvada veelgi. Väinameres on hülged osaliselt kaitstud nii püsielupaikade kui ka Hiiumaa Laidude Kaitsealaga, kuid senini on esinenud aeg-ajalist reeglite rikkumist kalapaatide ja uudistajate poolt (Jüssi *et al.* 2004, Jüssi & Jüssi 2011). Mitmel pool on ka varem näidatud rajatud kaitsealade piiride rikkumist, mis on peletanud hülgeid puhke- ja poegimispaikadest vette (Johnson & Acevedo-Gutiérrez 2007, Osinga *et al.* 2012). Reeglite järgimist tuleks ka Väinameres kontrollida, eriti poegimis ja karvavahetuse perioodil, sest siis on hülged tõrksamad minema vette, ja võivad lõivsuhte situatsiooni tõttu olla rohkem mõjutatud (Henry & Hammill 2001, Andersen *et al.* 2012, Jansen *et al.* 2015). Arvestades Läänemere viigerhülge tugevat arvukuse langust, millest nad pole siiani taastunud (Harding & Härkönen 1999), ja jääolude halvenemist (Sundqvist *et al.* 2012), võib täiendav inimsurve seada hülged kehvemasse seisukorda. On arvatud, et mereimetajate pikad eluead ja generatsiooni ajad võivad tugevalt piirata nende hakkama saamist kiirete keskkonnamuutustega (Bateson 2007). Väinamere viigrite populatsiooni paremaks kaitseks

tuleks edaspidi kindlasti vaadata ka siinset võimalikku paatide, väikelaevade, kajakkide ja veeturismiga seotud inimfaktori mõju.

Müra kui laevaliiklusega kaasneva peamise lisateguri mõju ei ole käesolevas töös eraldi hinnatud, kuid esineb selge vajadus seda tulevikus uurida. Kuna varasemalt on teada, et müra põhjustab väga erinevaid füsioloogilisi probleeme ja häiringuid (Erbe & Farmer 2000, Simard *et al.* 2010) ning on arvatud, et hülged väldivad laevu eelkõige müra tõttu, ilmutades erineva suuruse ja tüübiga laevadele erineva tugevusega reaktsioone (Anderwald *et al.* 2013, Erbe *et al.* 2014), tuleks edaspidistes selleteemalistes uurimustes müratasemed kindlasti lisamõjutajana sisse arvata. Hetkeseisuga on küll teada, et vaadeldavate Praamiteede ümbruses esinevad lävist suuremad müratasemed (HELCOM 2010) ja väiksemate laevade poolt tekitatud müra esineb madalas ja kesksageduslikus vahemikus tasemetel ~140 dB re 1 μ Pa, kuid puuduvad täpsemad teadmised Väinameres ja praamiteedel esinevatest heliprofiilidest, mis võiks siinkohal anda parema pildi. Seni praamiterminalides mõõdetu põhjal domineerivad kuuldavad helirõhu tasemed pikalt 50 Hz sagedusallas 120 dB ulatuses (Laughlin 2015). Selle põhjal võib küll arvata, et praamiliikluse müra võib olla häirivaks faktoriks, kuid kuna müra levimise parameetrid sõltuvad tugevalt piirkonna füüsikalistest omadustest, tuleks siinse praamiliikluse müra mõju hindamiseks vastavaid tasemeid eraldi mõõta. Võib arvata, et väinameres puutuvad hülged tugevamate helirõhu tasemetega kokku peamiselt laevateedel, kuid ka üksikute kaubalaevade läheduses. Lisaks on võimalik, et nad on sellega mingil määral harjunud. Kui toidu motivatsioon võib suurendada hüljeste harjumist kõrgemate müratasemetega (Götz & Janik, 2010), võib see olla soodustanud harjumist ka Virtsu-Kuivastu praamiteega.

5. Kokkuvõte

Laevaliiklus ja mere kasutamine on viimastel aastakümnetel tugevalt kasvanud. See halvendab rannikulähedase mereelustiku elupaikade väärtust ja põhjustab mitmeid probleeme mereimetajatele. Tugevamalt on mõjutatud sisemere liigid, kus inimfaktori mõju ulatub üle kogu ala ja puuduvad kohad kuhu, häiriva inimõhu eest pageda. Viigerhüljeste ruumikasutust iseloomustab kindlate paikade tugev eelisus ning rändamis- ja toitumisstrateegiate avaldumine. Varasemates töödes on leitud, et laevade ja teiste veesõidukite liiklus peletab hülgeid poegimispaikadest ja lesilatest vette. Käesolevas töös on hinnatud laevatee kui häiringufaktori mõju hüljeste üldisemale ruumikasutusele ja käitumisele vee keskkonnas kasutades telemeetriapõhiseid asukohaandmeid. Antud tulemuste põhjal ilmneb, et praamiteedel ei ole mõju hüljeste üldisele paiknemisele ja ruumikasutuse mustritele. Vaatamata väga tihedale liiklusele kahel vaadeldud praamiteel ei ilmnenud nende läheduses hüljeste sukeldumiste kestvuses ja sügavuses ega ka nende liikumise näitajates selget muutust. Lisaks on antud andmed kooskõlas varasemate töödega hüljeste käitumisest ning näitavad, et ka Väinamere viigrid ujuvad rändel kiirelt ja otse üle Suure Väina peamistesse toitumispaikadesse Liivi lahes. Täpsemate mõjude hindamiseks laevateel ja veesõidukite vahetus läheduses tuleks edaspidi seostada isendite ja laevade samaaegset paiknemist ning arvestada lisafaktorina müra taset.

6. Summary: Vessel traffic impact on Baltic ringed seal (*Pusa hispida botnica*) movement and space use

Seatraffic and the use of marine areas have rapidly grown in the past decades. This lowers the quality of coastal marine habitats and causes many problems for marine mammals. The impact is stronger on the species of the inner seas, where human factors cover the whole area and the animals have nowhere to hide from the disturbing impact of human activity. Ringed seal space use is characterized by strong site fidelity, which manifests in different travelling and foraging strategies between those sites. Previous studies have shown that vessel traffic can cause seals to flush into the water. In this study the impact of ferry ways as a disturbing factor on ringed seal overall space use and behaviour in the water environment has been estimated using telemetry based spatial data. Based on the results, it can be seen that ferry ways do not impact the overall placement and space usage pattern of seals. Despite a very high level of traffic on the two observed ferry ways, the movement decisions, diving duration and depth of the seals don't appear to be affected in any direct way. Additionally, the given data is in concert with recent studies on seal behaviour, and shows that the ringed seals of the Väänameri Sea show fast and direct movements over the Suur Strait to basic foraging areas in the Gulf of Riga. To further investigate the exact impact of sea traffic, it would be useful to combine the placement of seals and sea vessels in the same timeframe, also taking into account the noise level.

Tänuavaldused

Soovin tänada kõiki töö valmimisele kaasa aidanud inimesi. Siinkohal tahaksin eriti tänada juhendajat Jaanus Remm-i , väärtuslike nõuannete ja igakülgse abi eest ning ka töörühma liikmeid. Suur tänu ka Mart ja Ivar Jüssile, kelle läbi selle valdkonna ja nende andmete uurimine üldse võimalikuks sai ning Marti konstruktiivse tagasiside eest. Lisaks soovin tänada häid sõpru, kes olid toeks ja abiks töö lõppfaasis üle vaatamisel, siinkohal eriti Meelist ja Liisat. Tänan Veeteede Ameti töötajaid, kes aitasid laevaliikluse andmete hankimisel.

Kirjanduse loetelu

- Aho, K. 2016. asbio. A Collection of Statistical Tools for Biologists. R package version 1.3-1.
<https://CRAN.R-project.org/package=asbio>
- Andersen, S. M., J. Teilmann, R. Dietz, N. M. Schmidt, & L. A. Miller. 2012. Behavioural responses of harbour seals to human-induced disturbances. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22:113-121.
- Anderwald, P., A. Brandecker, M. Coleman, C. Collins, H. Denniston, M. D. Haberlin, M. O'Donovan, R. Pinfield, F. Visser, & L. Walshe. 2013. Displacement responses of a mysticete, an odontocete, and a phocid seal to construction-related vessel traffic. *Endangered Species Research* 21:231-240.
- Bailey, H., P. S. Hammond, & P. M. Thompson. 2014. Modelling harbour seal habitat by combining data from multiple tracking systems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 450:30-39.
- Bateson, M. 2007. Environmental noise and decision making possible implications of increases in anthropogenic noise for information processing in marine mammals. *International Journal of Comparative Psychology* 20.
- Beale, C. M., & P. Monaghan. 2004. Behavioural responses to human disturbance: A matter of choice? *Animal Behaviour* 68:1065-1069.
- Bejder, L., A. Samuels, H. Whitehead, N. Gales, J. Mann, R. Connor, M. Heithaus, J. WATSON-CAPPS, C. Flaherty, & M. Kruetzen. 2006. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology* 20:1791-1798.
- Bittencourt, L., R. Carvalho, J. Lailson-Brito, & A. Azevedo. 2014. Underwater noise pollution in a coastal tropical environment. *Marine Pollution Bulletin* 83:331-336.
- Bivand, R. S., E. Pebesma, V. Gomez-Rubio. 2013. *Applied spatial data analysis with R*, Second edition. Springer, NY. <http://www.asdar-book.org/>
- Blackwell, S. B., J. W. Lawson, & M. T. Williams. 2004. Tolerance by ringed seals (*Phoca hispida*) to impact pipe-driving and construction sounds at an oil production island. *The Journal of the Acoustical Society of America* 115:2346-2357.
- Bonner, W. N. 1994. *Seals and sea lions of the world*. Facts on File.

- Borggaard, D., J. Lien, & P. Stevick. 1999. Assessing the effects of industrial activity on large cetaceans in Trinity Bay, Newfoundland (1992-1995). *Aquatic Mammals* 25:149-161.
- Born, E. W., F. F. Riget, R. Dietz, & D. Andriashek. 1999. Escape responses of hauled out ringed seals (*Phoca hispida*) to aircraft disturbance. *Polar Biology* 21:171-178.
- Born, E. W., J. Teilmann, M. Acquarone, & F. F. Riget. 2004. Habitat use of ringed seals (*Phoca hispida*) in the North Water Area (North Baffin Bay). *Arctic* 57:129-142.
- Born, E. W., J. Teilmann, & F. Riget. 2002. Haul-out activity of ringed seals (*Phoca hispida*) determined from satellite telemetry. *Marine Mammal Science* 18:167-181.
- Börger, L. 2016. EDITORIAL: Stuck in motion? Reconnecting questions and tools in movement ecology. *Journal of Animal Ecology* 85:5-10.
- Calambokidis, J., G. Steiger, J. Evenson, & S. Jeffries. 1991. Censuses and disturbance of harbor seals at Woodard Bay and recommendations for protection. Final report. Prepared for Washington Department of Natural Resources, Olympia, Washington by Cascadia Research Collective, Olympia, Washington and Washington Department of Wildlife.
- Calenge, C. 2006. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197, 516-519.
- Calenge, C. 2015. Analysis of Animal Movements in R: the adehabitatLT Package. Saint Benoist. France.
<https://cran.rproject.org/web/packages/adehabitatLT/vignettes/adehabitatLT.pdf>
- Carlens, H., C. Lydersen, B. A. Krafft, & K. M. Kovacs. 2006. Spring haul-out behavior of ringed seals (*Pusa hispida*) in Kongsfjorden, Svalbard. *Marine Mammal Science* 22:379-393.
- Christiansen, F., D. Lusseau, E. Stensland, & P. Berggren. 2010. Effects of tourist boats on the behaviour of Indo-Pacific bottlenose dolphins off the south coast of Zanzibar. *Endangered Species Research* 11:91-99.
- Crawford, J. A., K. J. Frost, L. T. Quakenbush, & A. Whiting. 2012. Different habitat use strategies by subadult and adult ringed seals (*Phoca hispida*) in the Bering and Chukchi seas. *Polar Biology* 35:241-255.
- Davidson, A. D., A. G. Boyer, H. Kim, S. Pompa-Mansilla, M. J. Hamilton, D. P. Costa, G. Ceballos, & J. H. Brown. 2012. Drivers and hotspots of extinction risk in marine mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109:3395-3400.

- Erbe, C. 2002. Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science* 18:394-418.
- Erbe, C., & D. M. Farmer. 2000. A software model to estimate zones of impact on marine mammals around anthropogenic noise. *The Journal of the Acoustical Society of America* 108:1327-1331.
- Erbe, C., R. Williams, D. Sandilands, & E. Ashe. 2014. Identifying modeled ship noise hotspots for marine mammals of Canada's Pacific region. *PLoS One* 9.
- Fish, F. E., S. Innes, & K. Ronald. 1988. Kinematics and estimated thrust production of swimming harp and ringed seals. *Journal of Experimental Biology* 137:157-173.
- Fletcher, T. D. 2010. psychometric: Applied Psychometric Theory. R package version 2.2. <https://CRAN.R-project.org/package=psychometric>
- Freitas, C., K. M. Kovacs, R. A. Ims, M. A. Fedak, & C. Lydersen. 2008. Ringed seal post-moulting movement tactics and habitat selection. *Oecologia* 155:193-204.
- Getz, W. M., & D. Saltz. 2008. A framework for generating and analyzing movement paths on ecological landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:19066-19071.
- Gjertz, I., K. M. Kovacs, C. Lydersen, & O. Wiig. 2000. Movements and diving of adult ringed seals (*Phoca hispida*) in Svalbard. *Polar Biology* 23:651-656.
- Golubkov, S., & A. Alimov. 2010. Ecosystem changes in the Neva Estuary (Baltic Sea): Natural dynamics or response to anthropogenic impacts? *Marine Pollution Bulletin* 61:198-204.
- Gurarie, E., R. D. Andrews, & K. L. Laidre. 2009. A novel method for identifying behavioural changes in animal movement data. *Ecology letters* 12:395-408.
- Götz, T., & V. M. Janik. 2010. Aversiveness of sounds in phocid seals: psycho-physiological factors, learning processes and motivation. *The Journal of experimental biology* 213:1536-1548.
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H. S. Lenihan, E. M. P. Madin, M. T. Perry, E. R. Selig, M. Spalding, R. Steneck, & R. Watson. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319:948-952.
- Harding, K. C., & T. J. Härkönen. 1999. Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *Ambio*:619-627.

- Harkonen, T., M. Jussi, I. Jussi, M. Verevkin, L. Dmitrieva, E. Helle, R. Sagitov, & K. C. Harding. 2008. Seasonal Activity Budget of Adult Baltic Ringed Seals. *PLoS One* 3.
- Harris, R. E., G. W. Miller, & W. J. Richardson. 2001. Seal responses to airgun sounds during summer seismic surveys in the Alaskan Beaufort Sea. *Marine Mammal Science* 17:795-812.
- Harwood, J. 2001. Marine mammals and their environment in the twenty-first century. *Journal of Mammalogy* 82:630-640.
- Harwood, L. A., T. G. Smith, J. C. Auld, H. Melling, & D. J. Yurkowski. 2015. Seasonal Movements and Diving of Ringed Seals, *Pusa hispida*, in the Western Canadian Arctic, 1999-2001 and 2010-11. *Arctic* 68:193-209.
- Hazen, E. L., S. M. Maxwell, H. Bailey, S. J. Bograd, M. Hamann, P. Gaspar, B. J. Godley, & G. L. Shillinger. 2012. Ontogeny in marine tagging and tracking science: Technologies and data gaps. *Marine Ecology Progress Series* 457:221-240.
- Heide-Jørgensen, M. P., B. S. Stewart, & S. Leatherwood. 1992. Satellite tracking of ringed seals *Phoca hispida* off northwest Greenland. *Ecography* 15:56-61.
- HELCOM. 2010. Towards a tool for quantifying anthropogenic pressures and potential impacts on the Baltic Sea marine environment: A background document on the method, data and testing of the Baltic Sea Pressure and Impact Indices. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 125.
- Henry, E., & M. O. Hammill. 2001. Impact of small boats on the haulout activity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Metis Bay, Saint Lawrence Estuary, Quebec, Canada. *Aquatic Mammals* 27:140-148.
- Hijmans, R. J. 2015. geosphere: Spherical Trigonometry. R package version 1.5-1. <https://CRAN.R-project.org/package=geosphere>
- Hildebrand, J. A. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* 395.
- Hoelzel, A. R. 2009. *Marine mammal biology: an evolutionary approach*. John Wiley & Sons.
- Härkönen, T., O. Stenman, M. Jüssi, I. Jüssi, R. Sagitov, & M. Verevkin. 2014. Population size and distribution of the Baltic ringed seal (*Phoca hispida botnica*). *NAMMCO Scientific Publications* 1:167-180.
- Jansen, J. K., P. L. Boveng, S. P. Dahle, & J. L. Bengtson. 2010. Reaction of harbor seals to cruise ships. *Journal of Wildlife Management* 74:1186-1194.

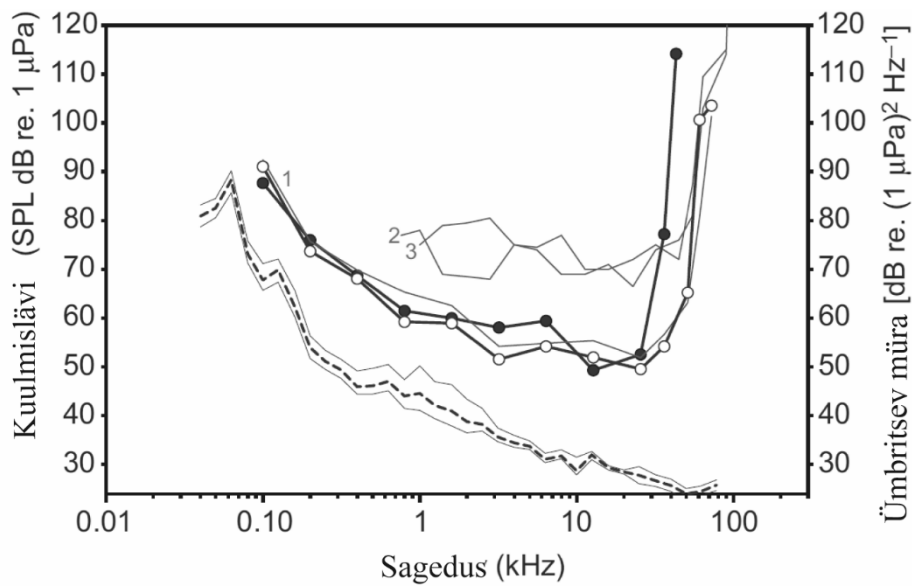
- Jansen, J. K., P. L. Boveng, J. M. Ver Hoef, S. P. Dahle, & J. L. Bengtson. 2015. Natural and human effects on harbor seal abundance and spatial distribution in an Alaskan glacial fjord. *Marine Mammal Science* 31:66-89.
- Johnson, A., & A. Acevedo-Gutiérrez. 2007. Regulation compliance by vessels and disturbance of harbour seals (*Phoca vitulina*). *Canadian Journal of Zoology* 85:290-294.
- Jonsen, I. D., R. A. Myers, & J. M. Flemming. 2003. Meta-analysis of animal movement using state-space models. *Ecology* 84:3055-3063.
- Jüssi, I. & M. Jüssi. 2011. Viigerhülge (*Pusa hispida* Schreber 1775) kaitse tegevuskava aastateks 2013-2017. Keskkonnaamet. Eelnõu.
- Jüssi, M., I. Jüssi & R. Müür. 2004. Tegevuskava Läänemere Viigerhülge (*Phoca hispida* botnica) kaitseks Eesti rannikul aastatel 2006-2010.
- Kelly, B. P., O. H. Badajos, M. Kunnasranta, J. R. Moran, M. Martinez-Bakker, D. Wartzok, & P. Boveng. 2010. Seasonal home ranges and fidelity to breeding sites among ringed seals. *Polar Biology* 33:1095-1109.
- Kelly, B. P., J. J. Burns, & L. T. Quakenbush. 1988. Responses of ringed seals (*Phoca hispida*) to noise disturbance. *Port and ocean engineering under arctic conditions* 2:27-38.
- Kelly, B. P., & D. Wartzok. 1996. Ringed seal diving behavior in the breeding season. *Canadian Journal of Zoology* 74:1547-1555.
- Kight, C. R., & J. P. Swaddle. 2011. How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review. *Ecology letters* 14:1052-1061.
- Korpinen, S., L. Meski, J. H. Andersen, & M. Laamanen. 2012. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. *Ecological Indicators* 15:105-114.
- Kuris, M. 2009. Väinamere hoiuala mereosa kaitsekorralduskava aastateks 2009-2018. Tallinn
- Kuris, M. 2009. Väinamere hoiuala mereosa, Kadakalau viigerhülge, Pujuderahu hallhülge ja Selgrahu hallhülge püsielupaikade (osa Väinamere linnu- ja looduslast) kaitsekorralduskava 2013-2022. Keskkonnaamet.
- Laughlin, J. Compendium of background sound levels for ferry terminals in puget sound: WSF underwater background monitoring project Technical Report (5/21/2015). Washington State Department of Transportation. Office of Air Quality and Noise. Washington State. USA

- Lima, S. L., B. F. Blackwell, T. L. DeVault, & E. Fernández-Juricic. 2015. Animal reactions to oncoming vehicles: a conceptual review. *Biological Reviews* 90:60-76.
- Lydersen, C. 1991. Monitoring ringed seal (*Phoca hispida*) activity by means of acoustic telemetry. *Canadian Journal of Zoology* 69:1178-1182.
- Martin, G. 2012. Eesti mereala keskkonnaseisundi esialgne hindamine. Aruanne EL-i merestrateegia raamdirektiivi artikkel 8-st tulenevate riiklike kohustuste täitmiseks. TÜ Eesti Mereinstituut. Tallinn.
- Martinez-Bakker, M. E., S. K. Sell, B. J. Swanson, B. P. Kelly, & D. A. Tallmon. 2013. Combined genetic and telemetry data reveal high rates of gene flow, migration, and long-distance dispersal potential in Arctic ringed seals (*Pusa hispida*). *PLoS One* 8:e77125.
- Newman, K. B. 1998. State-space modeling of animal movement and mortality with application to salmon. *Biometrics*:1290-1314.
- Niemi, M., M. Auttila, A. Valtonen, M. Viljanen, & M. Kunasranta. 2013. Haulout patterns of Saimaa ringed seals and their response to boat traffic during the moulting season. *Endangered Species Res* 22:115-124.
- Nobre, A. 2011. Scientific approaches to address challenges in coastal management. *Marine Ecology Progress Series* 434:279-289.
- Oksanen, S. M., M. Niemi, M. P. Ahola, & M. Kunasranta. 2015. Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data. *Movement ecology* 3:33-33.
- Osinga, N., S. B. Nussbaum, P. M. Brakefield, & H. A. U. de Haes. 2012. Response of common seals (*Phoca vitulina*) to human disturbances in the Dollard estuary of the Wadden Sea. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 77:281-287.
- Patterson, T. A., L. Thomas, C. Wilcox, O. Ovaskainen, & J. Matthiopoulos. 2008. State-space models of individual animal movement. *Trends in ecology & evolution* 23:87-94.
- Pena, E. A. & E. H. Slate. 2014. gvlma: Global Validation of Linear Models Assumptions. R package version 1.0.0.2. <https://CRAN.R-project.org/package=gvlma>
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>
- Ruttenberg, B. I., & E. F. Granek. 2011. Bridging the marine-terrestrial disconnect to improve marine coastal zone science and management.

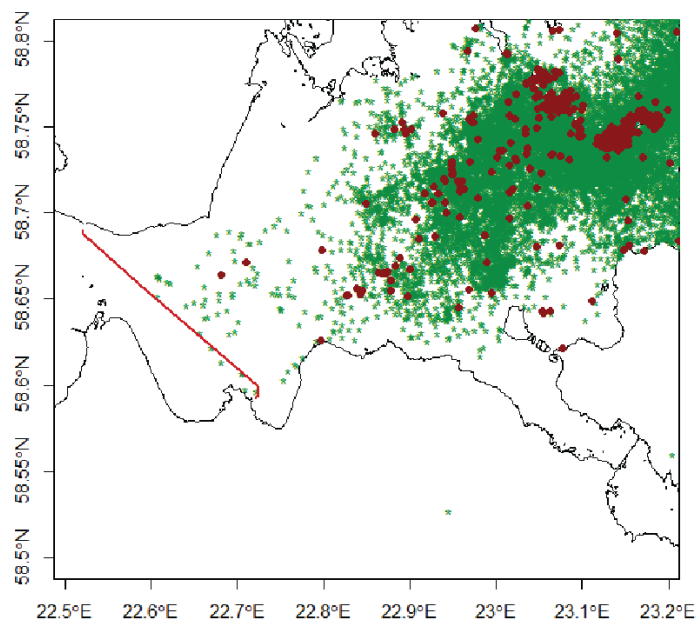
- Schmoelcke, U. 2008. Holocene environmental changes and the seal (Phocidae) fauna of the Baltic Sea: coming, going and staying. *Mammal Review* 38:231-246.
- Sills, J. M., B. L. Southall, & C. Reichmuth. 2015. Amphibious hearing in ringed seals (*Pusa hispida*): underwater audiograms, aerial audiograms and critical ratio measurements. *Journal of Experimental Biology* 218:2250-2259.
- Simard, Y., R. Lepage, & C. Gervaise. 2010. Anthropogenic sound exposure of marine mammals from seaways: Estimates for Lower St. Lawrence Seaway, eastern Canada. *Applied Acoustics* 71:1093-1098.
- Simpkins, M., K. Laidre, & P. Heagerty. 2005. Multivariate regression of satellite-linked dive recorder data: simultaneous analysis of all bins. *Marine Mammal Science* 21:243-259.
- ^aSMRU. GPS Phone Tag Specification.
http://www.smru.standrews.ac.uk/protected/downloads/GPS_Phone_Tag22.pdf
- ^bSMRU. Database Field Descriptions.
<http://www.smru.st-and.ac.uk/protected/specs/DatabaseFieldDescriptions.pdf>
- Southall, B. L., A. E. Bowles, W. T. Ellison, J. J. Finneran, R. L. Gentry, C. R. Greene Jr, D. Kastak, D. R. Ketten, J. H. Miller, & P. E. Nachtigall. 2008. Marine mammal noise-exposure criteria: initial scientific recommendations. *Bioacoustics* 17:273-275.
- Stafford-Bell, R., M. Scarr, & C. Scarpaci. 2012. Behavioural responses of the Australian Fur Seal (*arctocephalus pusillus doriferus*) to vessel traffic and presence of swimmers in port phillip bay, Victoria, Australia. *Aquatic Mammals* 38:241-249.
- Stamaton, K. A., D. B. Croft, P. D. Shaughnessy, K. A. Waples, & S. V. Briggs. 2010. Behavioral responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to whale-watching vessels on the southeastern coast of Australia. *Marine Mammal Science* 26:98-122.
- Stirling, I., M. Kingsley, & W. Calvert. 1982. The distribution and abundance of seals in the eastern Beaufort Sea, 1974-79. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper*:1-25.
- Sundqvist, L., T. Harkonen, C. J. Svensson, & K. C. Harding. 2012. Linking climate trends to population dynamics in the Baltic ringed seal: Impacts of historical and future winter temperatures. *Ambio* 41:865-872.
- Suryan, R. M., & J. T. Harvey. 1999. Variability in reactions of Pacific harbor seals, *Phoca vitulina richardsi*, to disturbance. *Fishery Bulletin* 97:332-339.
- Tournadre, J. 2014. Anthropogenic pressure on the open ocean: The growth of ship traffic revealed by altimeter data analysis. *Geophysical Research Letters* 41:7924-7932.

- Williams, M. T., C. S. Nations, T. G. Smith, V. D. Moulton, & C. J. Perham. 2006. Ringed seal (*Phoca hispida*) use of subnivean structures in the Alaskan Beaufort Sea during development of an oil production facility. *Aquatic Mammals* 32:311.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, & J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494-499.
- Veeteede Amet, Veeteede Ameti anded. Seisuga: 1.04.2016 a. nr K003/16
- Young, C., S. M. Gende, & J. T. Harvey. 2014. Effects of vessels on harbor seals in glacier bay national park. *Tourism in Marine Environments* 10:5-20.

Lisa 1. Seletavad lisajoonised



Lisajoonis 1.1. Kahel viietherülge kuulmise audiogrammid: Basseinis mõõdetud viigrite audiogrammid (ringidega jooned) vasakul skaaalal. Basseini ümbritseva müra taseme mediaan tase (katkendjoon) ja 10-ne (ülemine) ning 90-ne(alimine) protsendi kvantiilid paremal skaalal . Lisaks võrdlusena varasemates uuringutes mõõdetud audiogrammid: 1 Pärishülglane *Phoca largha*, 2. Grööni hüljes (*Pagophilus groenlandicus*), 3. Viietherüljes (*Pusa hispida*) .(Sills *et al.* 2015).



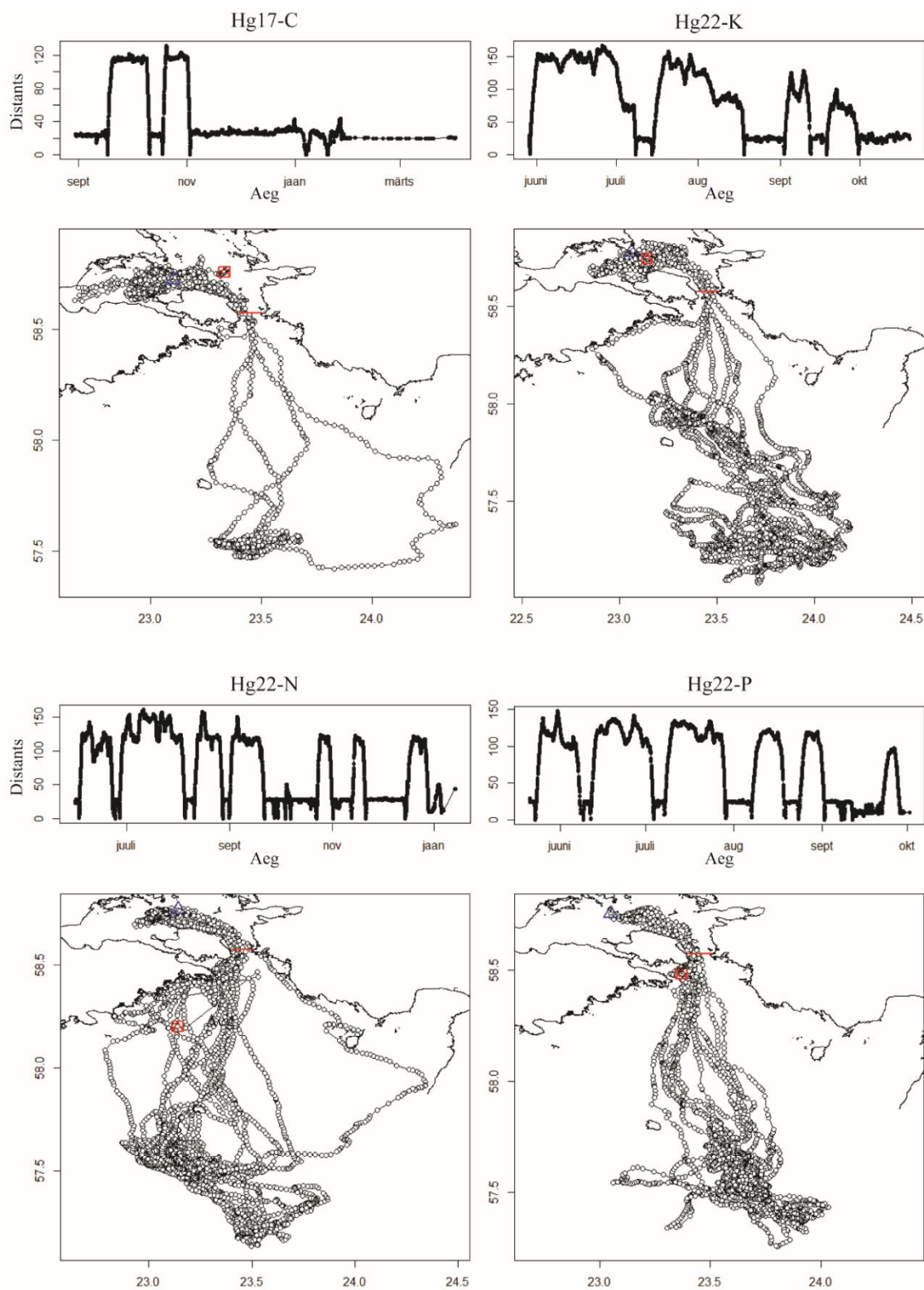
Lisajoonis 1.2. GPS asukohapunktid (rohelistes tärnid) ja puhkekohad (punased punktid) Sõru-Triigi praamitee (punane joon) piirkonnas.

Lisa 2. Andmepunktide jaotus

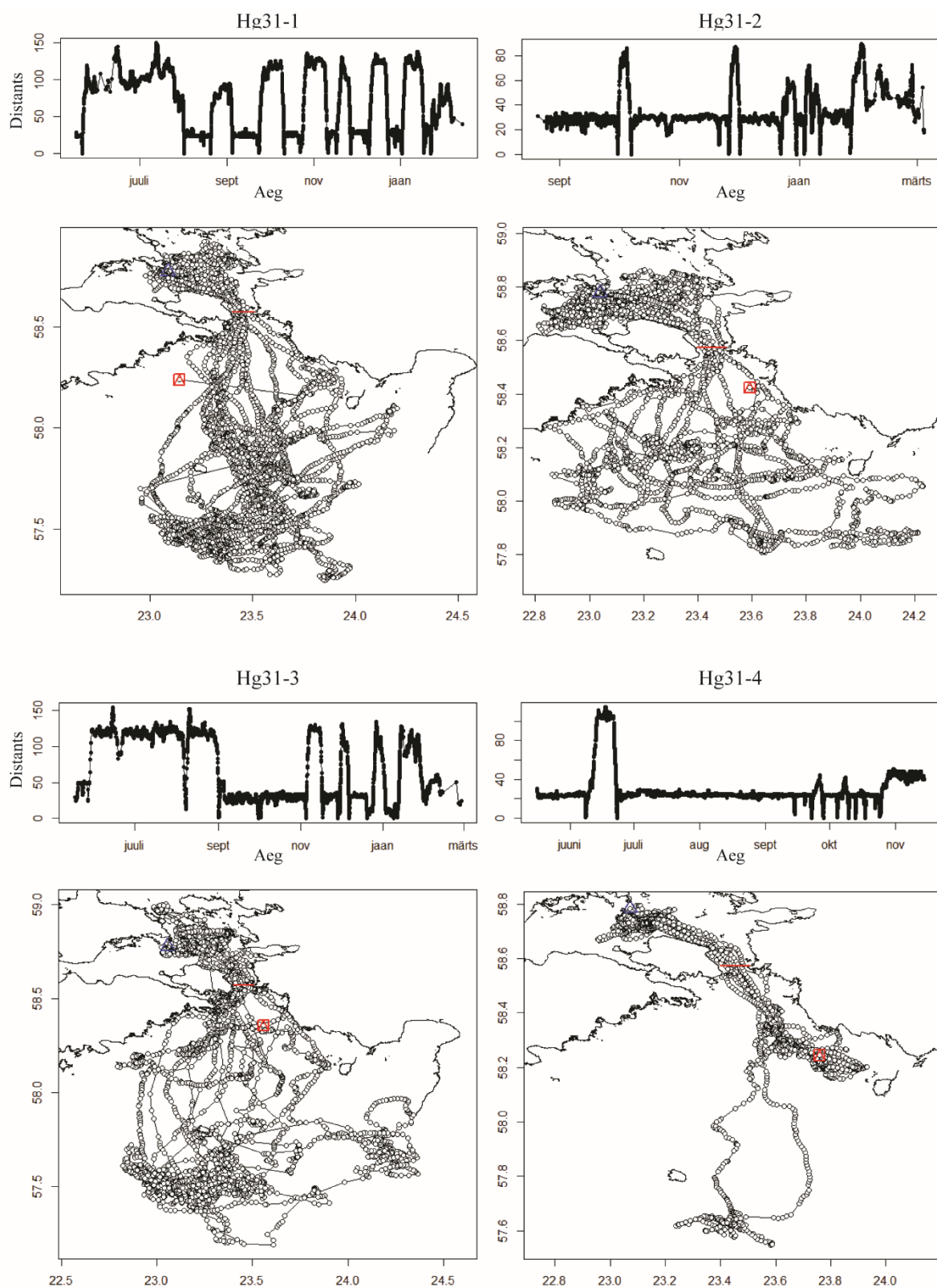
Lisatabel 2.1: Punktide hulgad ja osakaalud hüljeste kaup

Hüljes	Andmestik			Virtsu-Kuivastu				Heltermaa-Rohuküla			
	GPS	Puhk.	Sukel.	GPS	%	Sukel.	%	GPS	%	Sukel.	%
Hg17-C	4220	186	46730	9	0,2	146	0,3	0	0,0	0	0,0
Hg22-K	5275	63	34327	9	0,2	91	0,3	0	0,0	0	0,0
Hg22-N	6864	109	44471	22	0,3	169	0,4	0	0,0	0	0,0
Hg22-P	3973	98	35726	9	0,2	136	0,4	0	0,0	0	0,0
Hg31-1	9256	148	42715	23	0,2	189	0,4	13	0,1	78	0,2
Hg31-2	7797	114	63035	15	0,2	184	0,3	0	0,0	0	0,0
Hg31-3	7535	119	80572	12	0,2	179	0,2	51	0,7	698	0,9
Hg31-4	7283	144	59527	18	0,2	140	0,2	0	0,0	0	0,0
Hg31-5	5440	168	92754	0	0,0	0	0,0	736	13,5	11953	12,9
Hg31-6	5607	71	63449	22	0,4	175	0,3	42	0,7	483	0,8
Hg31-7	3993	91	21881	7	0,2	74	0,3	21	0,5	125	0,6
Hg31-8a	2660	63	19706	1	0,0	27	0,1	16	0,6	150	0,8
Hg31-8b	5651	78	42976	52	0,9	485	1,1	0	0,0	0	0,0
Hg31-9	12346	136	73557	43	0,3	243	0,3	3	0,0	66	0,1
Hg31-10	6801	180	55415	28	0,4	224	0,4	5	0,1	40	0,1
Hg31-11	2226	106	58343	6	0,3	52	0,1	0	0,0	77	0,1
Hg31-12	2488	154	53414	6	0,2	144	0,3	0	0,0	0	0,0
Hg31-13	2262	153	81741	11	0,5	167	0,2	0	0,0	112	0,1
Hg31-14	2329	142	46384	3	0,1	117	0,3	5	0,2	54	0,1
Hg31-15	2249	159	44764	3	0,1	233	0,5	0	0,0	346	0,8
KOKKU	106255	2482	1061488	299		3475		882		14182	

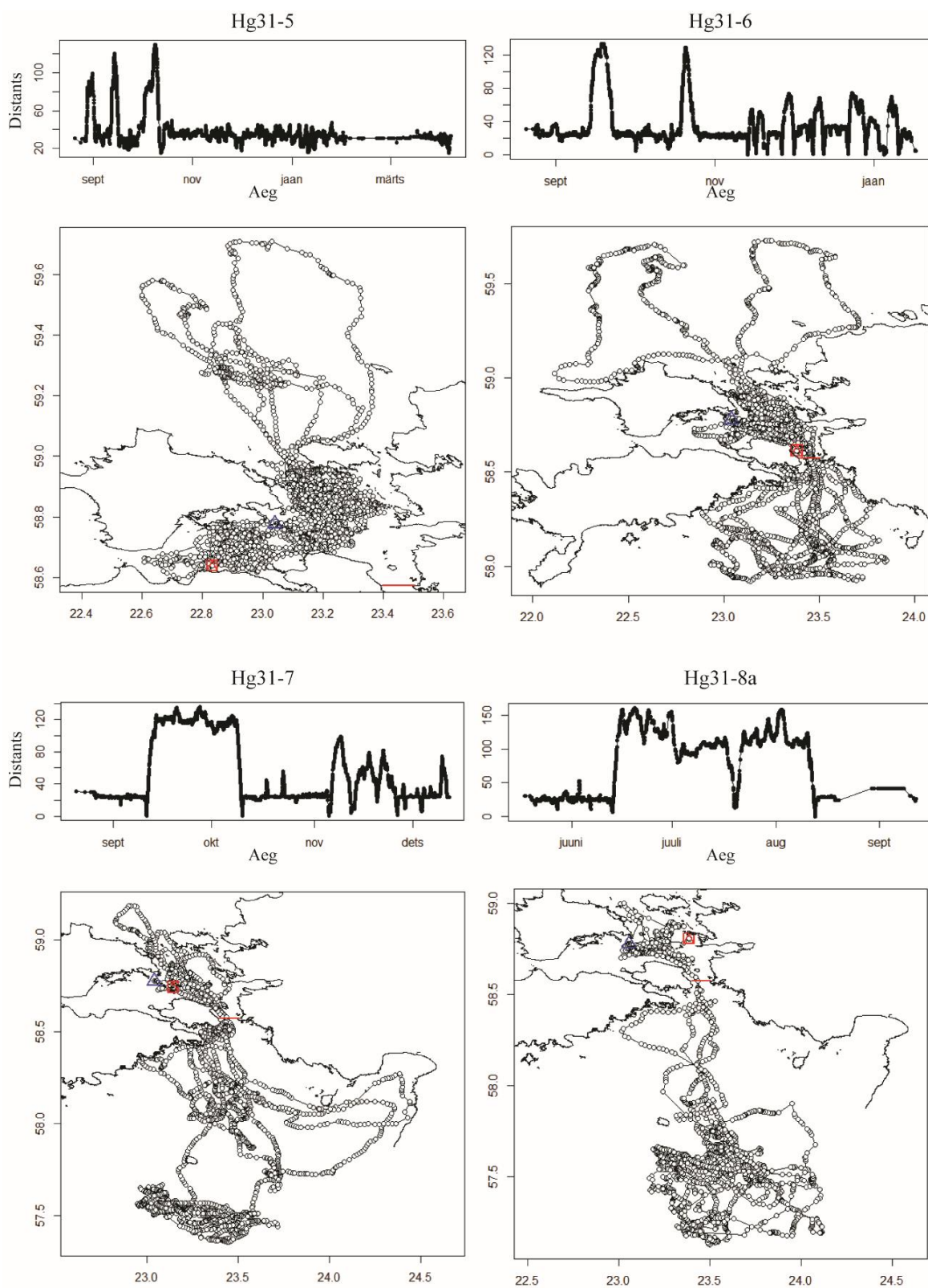
Lisa 3: Hüljeste liikumistrajektoorid ja ajaline kaugus praamiteest



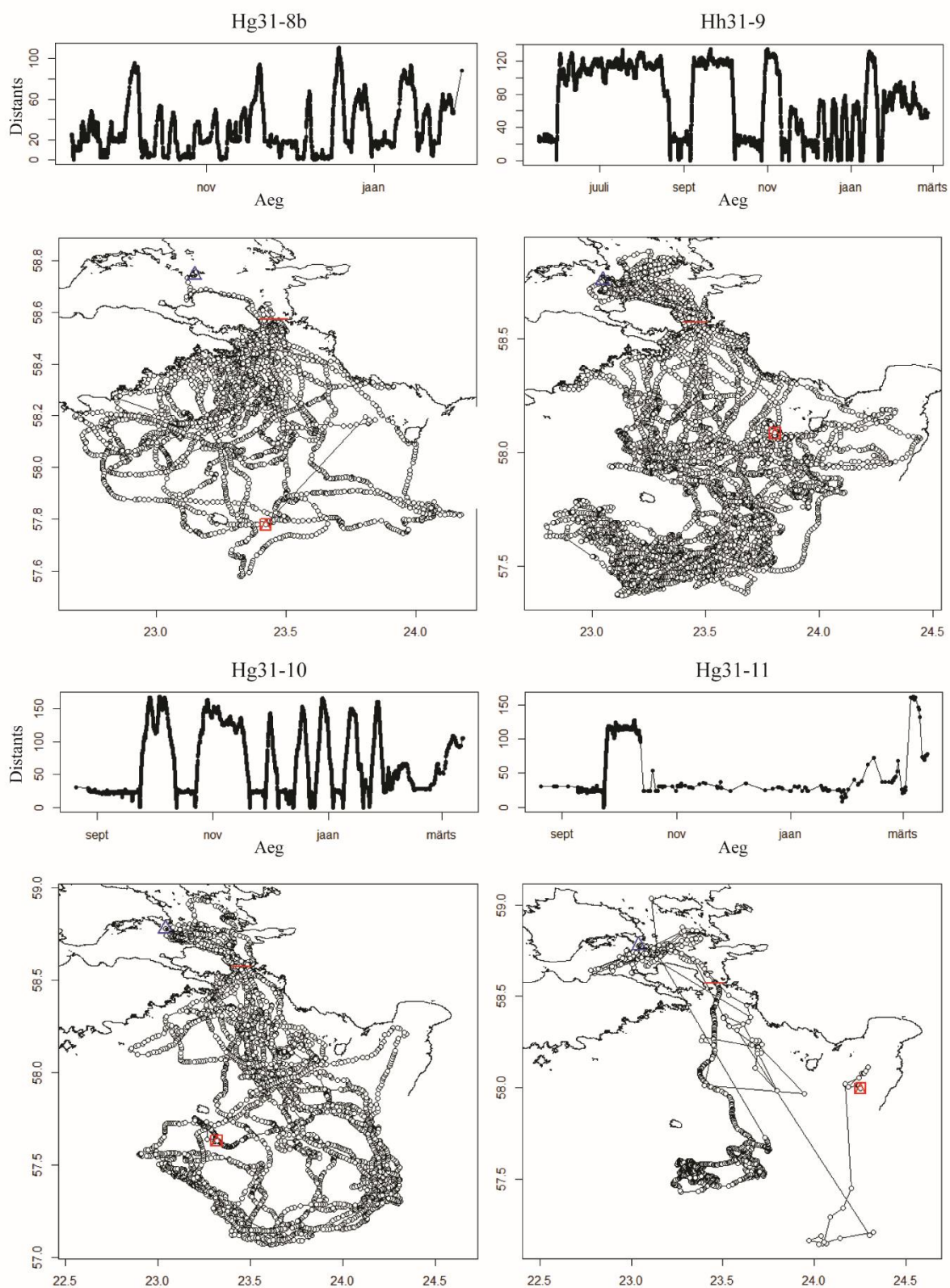
Lisajoonis 3.1. Hüljeste liikumise trajektoorid ja nende ajaline kaugus Virtsu-Kuivastu praamiteest: algus (sinine kolmnurk), lõpp (punane ruut)



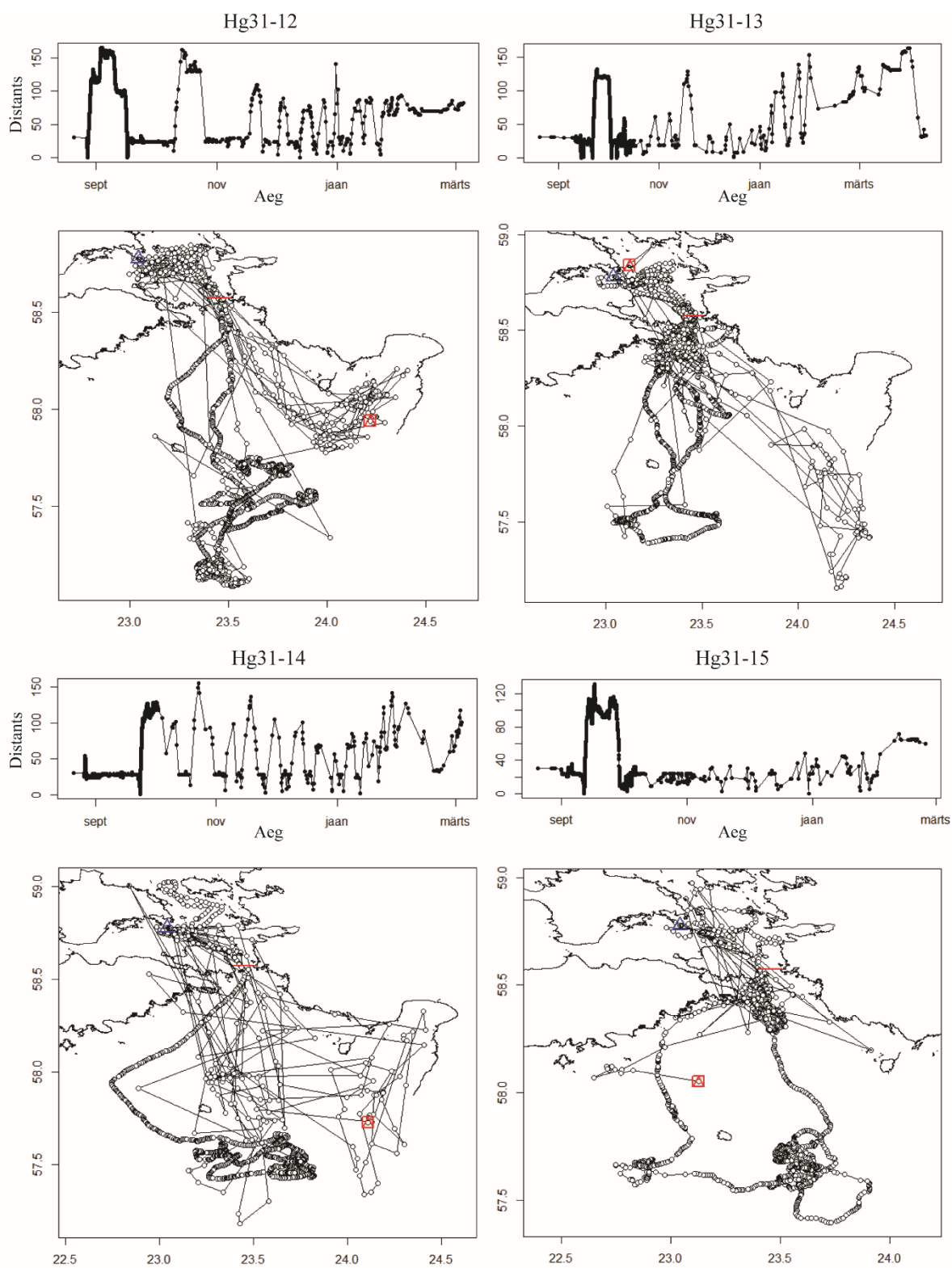
Lisajoonis 3.2. Hüljeste liikumise trajektoolid ja nende ajaline kaugus Virtsu-Kuivastu praamiteest: algus (sinine kolmnurk), lõpp (punane ruut)



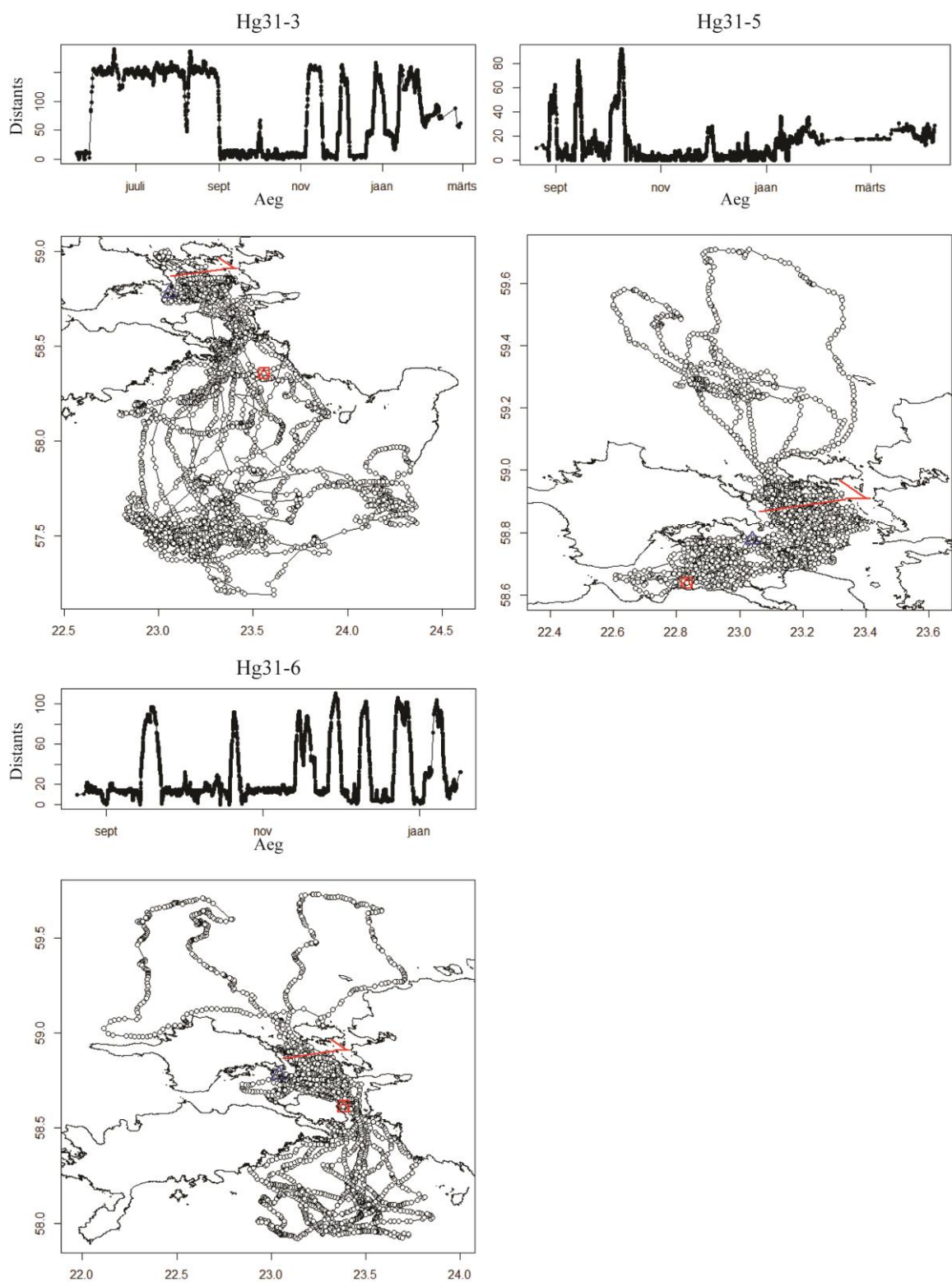
Lisajoonis 3.3. Hüljeste liikumise trajektoorid ja nende ajaline kaugus Virtsu-Kuivastu praamiteest: algus (sinine kolmnurk), lõpp (punane ruut)



Lisajoonis 3.4. Hüljeste liikumise trajektoorid ja nende ajaline kaugus Virtsu-Kuivastu praamiteest: algus (sinine kolmnurk), lõpp (punane ruut)



Lisajoonis 3.5. Hüljeste liikumise trajektoorid ja nende ajaline kaugus Virtsu-Kuivastu praamiteest: algus (sinine kolmnurk), lõpp (punane ruut)



Lisajoonis 3.6. Hüljeste liikumise trajektoorid ja nende ajaline kaugus Heltermaa-Rohuküla praamiteest: : algus (sinine kolmnurk), lõpp (punane ruut)

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, _____AnniAasa_____

(*autori nimi*)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose
_____Laevaliikluse mõju läänemere viigerhülge (*Pusa hispida botnica*) liikumisele ja
ruumikasutusele_____

_____,

(*lõputöö pealkiri*)

mille juhendajad on_

_____Jaanus Remm ja Mart Jüssi_____

(*juhendaja nimi*)

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **23.05.2016**